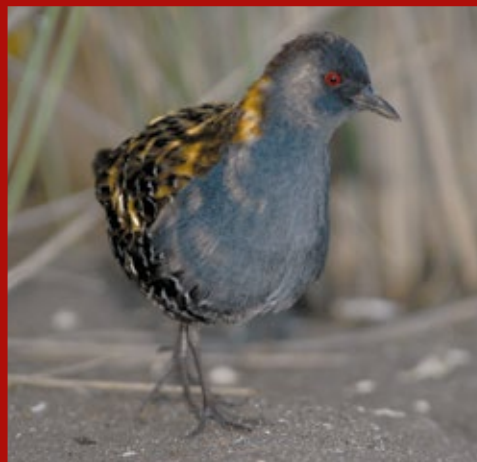


LIBRO ROJO DE LAS AVES DEL URUGUAY

*Biología y conservación de las aves en peligro de extinción a nivel nacional
Categorías "Extinto a Nivel Regional", "En Peligro Crítico" y "En Peligro"*



**ADRIÁN B. AZPIROZ - SEBASTIÁN JIMÉNEZ - MATILDE ALFARO
(EDITORES)**



Libro Rojo de las Aves del Uruguay

*BIOLOGÍA Y CONSERVACIÓN DE LAS AVES EN PELIGRO DE EXTINCIÓN A NIVEL NACIONAL
CATEGORÍAS "EXTINTO A NIVEL REGIONAL", "EN PELIGRO CRÍTICO" Y "EN PELIGRO"*

*Adrián B. Azpiroz, Sebastián Jiménez y Matilde Alfaro / **Editores***

*Adrián B. Azpiroz, Sebastián Jiménez, Matilde Alfaro, Martín Abreu, Andrés Domingo,
Natalia Martínez-Curci, Diego Caballero-Sadi, Gonzalo Cortés, Natalia Cozzani
y Javier Lenzi / **Autores***

Montevideo, 2017

Descargo de responsabilidad

El contenido de esta publicación es responsabilidad de los autores y no refleja necesariamente las opiniones o políticas de la UICN, The Rufford Foundation, DINAMA, DINARA ni de las organizaciones auspiciantes y no comprometen a estas instituciones. Las denominaciones empleadas y la forma en que aparecen los datos no implica de parte de la UICN, The Rufford Foundation, DINAMA, DINARA, ni de las organizaciones auspiciantes o de los autores, juicio alguno sobre la condición jurídica de países, territorios, ciudades, personas, organizaciones, zonas o de sus autoridades, ni sobre la delimitación de sus fronteras o límites. Los contenidos de la presente publicación pueden ser reproducidos haciendo referencia explícita a la fuente.

© A. Azpiroz, S. Jiménez y M. Alfaro 2017

Diseño gráfico y maquetado: Rodrigo Luna

Formato sugerido para la cita del libro completo:

Azpiroz, A. B., S. Jiménez y M. Alfaro 2017 (eds.). Libro Rojo de las Aves del Uruguay. Biología y conservación de las aves en peligro de extinción a nivel nacional. Categorías "Extinto a Nivel Regional", "En Peligro Crítico" y "En Peligro". DINAMA y DINARA, Montevideo.

Formato sugerido para la cita de capítulos individuales:

Alfaro, M., S. Jiménez y J. Lenzi. 2017. Gaviotín Real (*Thalasseus maximus maximus*). Pp. 39-49 en Azpiroz, A. B., S. Jiménez y M. Alfaro (eds.). Libro Rojo de las Aves del Uruguay. Biología y conservación de las aves en peligro de extinción a nivel nacional. Categorías "Extinto a Nivel Regional", "En Peligro Crítico" y "En Peligro". DINAMA y DINARA, Montevideo.

ISBN: 978-9974-91-784-2

Fotos de tapa (de arriba a abajo y de izquierda a derecha): Albatros Pico Amarillo, Burrito Plomizo, Playero Rojizo y Cardenal Amarillo (A. Azpiroz).

Autores

Dr. Adrián B. Azpiroz, Departamento de Biodiversidad y Genética, Instituto de Investigaciones Biológicas Clemente Estable (IIBCE), Montevideo.

Dr. Sebastián Jiménez, Laboratorio de Recursos Pelágicos, Dirección Nacional de Recursos Acuáticos, Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca; Proyecto Albatros y Petreles-Uruguay, Centro de Investigación y Conservación Marina (CICMAR), Ciudad de la Costa.

Dra. Matilde Alfaro, Centro Universitario Regional Este (CURE), Universidad de la República, Maldonado; Asociación Averaves, Montevideo.

Martin Abreu, Proyecto Albatros y Petreles-Uruguay, Centro de Investigación y Conservación Marina (CICMAR), Ciudad de la Costa; COENDÚ-Conservación de Especies Nativas de Uruguay.

Andrés Domingo, Laboratorio de Recursos Pelágicos, Dirección Nacional de Recursos Acuáticos, Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca.

Dra. Natalia Martínez-Curci, Grupo Vertebrados, Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (IIMyC), Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata (UNMdP), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET).

M.Sc. Diego Caballero-Sadi, Asociación Averaves, Montevideo.

M.Sc. Gonzalo Cortés, Digital Geography Lab, Departamento de Geociencias y Geografía, Universidad de Helsinki; Vida Silvestre Uruguay; Departamento de Ecología Teórica y Aplicada, Centro Universitario de la Región Este (CURE), Universidad de la República.

Dra. Natalia Cozzani, Grupo de Estudios en Conservación y Manejo (GEKKO), Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca.

M.Sc. Javier Lenzi, Centro de Investigación y Conservación Marina (CICMAR), Ciudad de la Costa.

Este trabajo fue financiado con fondos proporcionados por:



Y está auspiciado por:



Prólogo

Presentar esta importante publicación sobre la ornitología del Uruguay, el “Libro Rojo de las Aves del Uruguay, Biología y Conservación de las Aves en Peligro de Extinción a Nivel Nacional ” significa para mí un verdadero privilegio, que a la vez me reconforta y llena de entusiasmo.

Las aves son esenciales componentes de la diversidad biológica en los ecosistemas uruguayos y su status de conservación está ligado mayoritariamente al uso no sostenible de los recursos que los ambientes proporcionan. Infelizmente el binomio conservación y desarrollo está aún lejos de ser resuelto y las consecuencias marcan como tendencia una acelerada desaparición de especies y sus hábitats que llevan millones de años de evolución juntos.

Las múltiples implicaciones ambientales que derivan de la investigación científica aplicada nos hacen ser particularmente sensibles a cualquier esfuerzo orientado a la biología de la conservación y a la protección del ambiente. El conocimiento de las aves amenazadas y la apreciación de la magnitud del problema constituyen el mejor camino para abordar su conservación. Tomar decisiones y medidas de conservación sin sustento científico es ciertamente un camino seguro al fracaso. Una estrategia holística de conservación de la fauna uruguaya para los próximas décadas deberá basarse, como lo hizo esta obra, en información rigurosa sobre las poblaciones de aves, y actuar en auténtica coordinación con la gestión de los espacios protegidos.

El trabajo para lograr esta obra ha sido constante y complejo en algunos casos, desde la localización de la especie, su descripción, el estudio de su biología así como la identificación de amenazas y propuesta de medidas de conservación prioritarias. Sin duda, se ha dado un paso adelante importante y significativo: conocemos hoy mucho mejor el patrimonio natural uruguayo, en particular nuestra indudable riqueza ornitológica amenazada.

Confío en que este Libro Rojo de las Aves del Uruguay será un clásico en las bibliotecas de muchos investigadores de las ciencias naturales, no sólo del Uruguay sino de todo el mundo, y también será un excelente material de consulta para tomadores de decisiones en el plano ambiental y de desarrollo.

En el año 2015, las Naciones Unidas aprobó la Agenda 2030 sobre el Desarrollo Sostenible, una oportunidad para que los países y sus sociedades emprendan un nuevo camino con el que mejorar la calidad de vida de todos, tomando en cuenta el ambiente y a sus integrantes. La Agenda cuenta con 17 Objetivos de Desarrollo Sostenible, que incluyen desde la eliminación de la pobreza hasta el combate al cambio climático, pasando por destacar

la educación para el uso de los recursos naturales y la conservación de la biodiversidad.

La fauna, los ecosistemas y su conservación están integrados en forma transversal en diferentes Objetivos de Desarrollo Sostenible y este libro representa sin duda un aporte muy valioso para que el Uruguay insista y permanezca en el camino de lograr estos objetivos y también para establecer medidas de conservación para evitar la extinción de muchas especies, nuestra verdadera riqueza natural.

A varios de los autores de este Libro Rojo les conocí cuando fueron mis estudiantes en las clases de Zoología de Vertebrados de la Facultad de Ciencias. Hoy día son importantes referentes de la ornitología uruguaya y de la biología de la conservación en Uruguay y en el mundo. Eso también me reconforta y mucho.

Agradezco a los editores, los biólogos Adrián Azpiroz, Sebastián Jiménez y Matilde Alfaro el espacio brindado para compartir con los lectores el entusiasmo que me generó leer esta magnífica obra de la ornitología nacional y felicitarles profundamente por su excelente trabajo.

A ellos por esta obra y a todos los involucrados en ella, nosotros todos los que aún confiamos en que un mundo más sostenible y biodiverso es posible, ¡muchas gracias!

Francisco Rilla

UN Environment

Programme Management Officer - International Environmental Governance Unit

Nairobi, KENYA



Sumario

Introducción y Antecedentes	9
Contenido de las Fichas de Especies	10
Créditos y Agradecimientos	14
Especies Extintas a Nivel Regional	
Playero Esquimal (<i>Numenius borealis</i>).....	17
Guacamayo Azul (<i>Anodorhynchus glaucus</i>)	27
Especies En Peligro Crítico	
Gaviotín Real (<i>Thalasseus maximus maximus</i>).....	39
Tijereta de las Pajas (<i>Alectrurus risora</i>).....	51
Especies En Peligro	
Pato Criollo (<i>Cairina moschata</i>)	63
Albatros Real del Norte (<i>Diomedea sanfordi</i>).....	71
Albatros Errante (<i>Diomedea exulans</i>).....	83
Albatros Pico Amarillo (<i>Thalassarche chlororhynchos</i>)	99
Petrel Atlántico (<i>Pterodroma incerta</i>)	113
Burrito Plomizo (<i>Porzana spiloptera</i>)	123
Chorlo Cabezón (<i>Oreopholus ruficollis ruficollis</i>)	131
Playero Rojizo (<i>Calidris canutus rufa</i>)	143
Gaviota Cangrejera (<i>Larus atlanticus</i>).....	155
Lechucita Canela (<i>Aegolius harrisii iheringi</i>)	165
Cardenal Amarillo (<i>Gubernatrix cristata</i>)	173
Loica Pampeana (<i>Leistes defilippii</i>)	189
Anexos de Especies	205
Referencias	217

Introducción y Antecedentes

Desde la década de 1950 la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) ha compilado listas y libros rojos sobre especies en riesgo de extinción. En los últimos 20 años ha habido un esfuerzo importante tendiente, por un lado a fortalecer la objetividad del sistema de evaluación (Mace et al. 2008) y por otro a desarrollar ajustes metodológicos al “sistema global” que permitan la aplicación del mismo a escala regional (UICN 2012b, Miller et al. 2005). En la actualidad esta metodología es la más utilizada para evaluar el riesgo de extinción de especies a nivel mundial. Asimismo, existe evidencia que estas herramientas son útiles a la hora de priorizar acciones de conservación para reducir las probabilidades de extinción de las especies, en particular de aquellas en mayor riesgo (Butchart et al. 2006, Brooke et al. 2008).

En 2009 se obtuvieron fondos de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) para comenzar con el proyecto del Libro Rojo de Aves de Uruguay. El foco del proyecto original eran las especies amenazadas a nivel internacional que habitaban en Uruguay. Asimismo, se estipulaba la identificación de prioridades de conservación para el país. Rápidamente se hizo evidente que para establecer prioridades, la consideración de información relacionada a las especies amenazadas a nivel nacional era fundamental. Como no existía un producto de estas características, se decidió iniciar un proyecto colateral para generar la “Lista Roja de las Aves de Uruguay”, un estudio que identificara las especies amenazadas en el ámbito nacional. Esta iniciativa culminó en 2012 con la publicación de la “Lista Roja” (Azpiroz et al. 2012a) que constituyó la primera evaluación del estado de conservación de la avifauna uruguaya con base en los criterios de la UICN (Apéndice 1). A pesar de que la Lista Roja identificó a las especies con problemas de conservación, el enfoque del trabajo no contemplaba la publicación de datos detallados sobre la biología de las aves amenazadas. Este tipo de información es clave para planificar estrategias tendientes a mejorar el estado de conservación de estas aves. En el caso de la Dirección Nacional de Medio Ambiente (DINAMA), la Dirección Nacional de Recursos Acuáticos (DINARA) y otras instituciones nacionales que desempeñan actividades relacionadas con la conservación y/o manejo de la vida silvestre, se hace necesario contar con datos precisos sobre la distribución geográfica, requerimientos de hábitat, amenazas reales y potenciales, medidas de conservación y otros detalles sobre las especies a proteger. Uno de los objetivos principales del trabajo que aquí se presenta es brindar este tipo de información.

El desarrollo de la Lista Roja y del Libro Rojo de las Aves del Uruguay forman parte de un mismo proyecto en el que ambos productos están vinculados de manera directa. El contenido del Libro Rojo está definido por la evaluación generada con la Lista Roja. Este primer volumen abarca las especies en situación más precaria, aquellas categorizadas como “En peligro Crítico” (CR) y “En Peligro” (EN) en La Lista Roja. También incluye a

dos aves identificadas como "Extintas a Nivel Regional" (RE). En un trabajo futuro se presentarán las especies "Vulnerables" (VU). También a futuro están previstas revaluaciones periódicas de la Lista Roja. Éstas permitirán desarrollar "índices rojos" (RLIs, Butchart 2004, 2005) que servirán de parámetro para determinar el desempeño de nuestro país respecto a los objetivos de compromisos internacionales tales como los relativos al Convenio sobre la Diversidad Biológica.

Como en el caso de la Lista Roja, durante el proceso de preparación del Libro Rojo utilizamos los conceptos y convenciones definidos en los documentos relativos a las Listas Rojas de la UICN (UICN 2012a,b, IUCN 2013, IUCN SPS 2017). Asimismo, mantuvimos un contacto fluido con autoridades de esta organización con el objetivo de evacuar dudas técnicas y realizar los ajustes necesarios.

La preparación de este Libro Rojo contó con una participación muy amplia (ver "Créditos y Agradecimientos"). Los editores estuvieron a cargo de la preparación de las fichas técnicas, en la mayoría de los casos en co-autoría con otros especialistas. Por otra parte, fue necesario un proceso casi constante de consulta con otros investigadores y colaboradores, en especial para recopilar datos sobre la distribución de especies. Este primer proceso de obtención de información incluyó una revisión de fuentes de la literatura especializada, especímenes de museo, internet y testimonios personales (de los autores y colaboradores). Las versiones preliminares de las fichas fueron revisadas por los editores (todas las fichas) y por los autores colaboradores (fichas de su autoría). Luego de este proceso inicial se cargó en internet un draft completo del trabajo donde estuvo disponible por un mes (noviembre-diciembre 2017) para consulta general. Esta posibilidad fue difundida a través de portales especializados y contactos personales con el objetivo de alcanzar la mayor cantidad de potenciales interesados. Luego del proceso de consulta pública se incorporaron los datos relevantes nuevos. Paralelamente se enviaron versiones preliminares del documento a las autoridades de UICN-Sur y en este proceso de intercambio se realizaron los ajustes finales.

Contenido de las Fichas de Especies

La información brindada en las fichas para cada especie está basada en las sugerencias de la UICN (IUCN 2013) para este tipo de trabajos. Cada ficha incluye, en primer lugar, los nombres vulgar y científico así como el autor de la descripción original del taxón. También se detallan otros nombres comunes con los que se conoce al ave en cuestión, haciendo énfasis en aquellos que aparecen en la literatura especializada nacional o regional. Esta última sección incluye además el nombre en inglés según la Lista del Comité Sudamericano de Clasificación (Remsen et al. 2017) y el Acuerdo sobre la Conservación de Albatros y Petreles (ACAP). A continuación se presenta información sobre la etimología del nombre científico y una descripción morfológica. En la sección dedicada a taxonomía y sistemática

se incluyen datos sobre especies cercanamente emparentadas, y sinónimos taxonómicos. En un recuadro de color se detallan las categorías y criterios de UICN que define el estatus de “especie amenazada” tanto a nivel global como nacional, así como una estimación (generalmente basada en rango de distribución) de la proporción de la población global que se encontraría en Uruguay. Aquí es necesario hacer una aclaración con respecto a la categorización nacional. Como ya se mencionó, el contenido del presente Libro Rojo se basa en los resultados derivados de la evaluación presentada en la Lista Roja (Azpiroz et al. 2012a). Sin embargo, durante el proceso de preparación del Libro Rojo se hizo evidente que algunas especies cumplen con criterios adicionales a los identificados en la Lista (Albatros Errante) o incluso podrían eventualmente cambiar de categoría de amenaza como consecuencia de modificaciones recientes (post 2012) en sus categorizaciones globales (Playero Rojizo, Gaviota Cangrejera) y/o debido a la disponibilidad de nueva información (Loica Pampeana). Se optó aquí por no modificar las categorías y criterios identificados en la Lista Roja entendiendo que esta última herramienta representa el marco adecuado para formalizar tales cambios. En la práctica esto se implementó de la siguiente manera en el Libro Rojo: en los casos que ameritan (las cuatro especies mencionadas arriba), los detalles de la categorización nacional (categorías y criterios identificados en la Lista Roja) son complementados con la información adicional más reciente y se discute brevemente las probables implicaciones de estos nuevos datos en una futura revisión de la Lista Roja.

Con la excepción de las aves marinas pelágicas (véase abajo), los datos de distribución se presentan de dos maneras complementarias. En primer lugar se incluye un listado de todas las “localidades de registro” conocidas, acompañadas de la fuente de información en cada caso. En segundo lugar se muestra un mapa con las mismas localidades de registro referenciadas de acuerdo a los números utilizados en el listado del texto. En el mapa, las localidades de registro están discriminadas tomando al 1 de enero de 2000 como fecha de referencia. Los registros anteriores a esta fecha se presentan como puntos blancos y los posteriores como puntos negros. Cuando para una misma localidad existen registros tanto anteriores como posteriores a la fecha de referencia, el punto es negro. Dos puntos geográficos cercanos se definieron arbitrariamente como localidades de registro independientes si estaban a al menos 1 km de distancia. En algunos casos puntuales los registros en los mapas se presentan como “franjas” de ocurrencia y no como “puntos”. Esto se debe a que la información disponible no permite una mayor resolución (Pato Criollo en el Río Tacuarembó, tramo Ansina-Paso Ramírez; Playero Rojizo en franja La Coronilla-Barra del Chuy) o que las observaciones se concentran a lo largo de la franja sin separaciones de al menos 1 km entre ellas (Playero Rojizo en franja La Coronilla-Barra del Chuy). Por lo general los libros rojos presentan mapas con los rangos de distribución geográfica. Para generar estos patrones se utilizó un sombreado de color que incluye a todas las localidades de registro.

La información volcada en los mapas cuenta con un respaldo (“referencing”). En el

caso de las aves terrestres y marino-costeras se creó para cada especie una base de datos en una planilla electrónica con información sobre cada uno de los registros (publicados o inéditos) recabados por los autores. La planilla incluyó datos sobre localidad, fecha, número de individuos registrados y fuentes de información (literatura, registros de los autores y de terceros, etc.). Con respecto a las coordenadas geográficas de cada registro, algunas fueron tomadas de la fuente primaria pero cuando esta información no estaba disponible, fueron estimadas (utilizando Google Earth) con la mayor precisión posible, a partir de los datos geográficos incluidos en las fuentes originales. Toda esta información fue formateada para generar los anexos incluidos en la parte final del libro. Con respecto a estos anexos hay dos excepciones: el Cardenal Amarillo y la Loica Pampeana. Ambas son susceptibles al tráfico ilegal de aves de jaula y por esta razón se optó por no especificar las localidades precisas de manera de no facilitar la actividad ilícita de los cazadores de pájaros. En el texto de estas especies se utilizan nombres “genéricos” para las localidades mencionadas en la sección “Distribución”.

En el caso de las aves marinas pelágicas, para describir la distribución de las especies dentro de aguas de Uruguay, incluyendo toda su Zona Económica Exclusiva (ZEE), fue necesario definir las siguientes zonas: costa y aguas neríticas (profundidades <50m), plataforma intermedia (entre isobatas de 50 y 100m de profundidad), plataforma externa (entre isobatas de 100 y 200m), talud (entre isobatas de 200 y 2000m) y aguas profundas (>2000m). Las especies fueron clasificadas en estas zonas de acuerdo a la literatura y datos no publicados. Por otro lado, se construyeron mapas de distribución en base a: 1) datos publicados obtenidos a partir de una revisión bibliográfica; 2) datos de conteos de aves marinas obtenidos en barcos de pesca comercial o investigación; 3) datos de aves capturadas incidentalmente en pesquerías industriales; 4) datos de recuperaciones de anillos de aves capturadas incidentalmente en pesquerías industriales y 5) datos de aves anilladas observadas desde barcos. Toda la información de las fuentes 2-5 fue obtenida en el marco de programas de observadores a bordo y de campañas de investigación de la DINARA. La mayoría de esta información corresponde a datos sin publicar. En cada ficha técnica se detalla la información específica utilizada. Los mapas fueron construidos en base a registros con datos de las coordenadas geográficas (latitud y longitud), no usándose aproximaciones. Registros sin coordenadas geográficas ocurrieron únicamente para el tipo de fuente 1. Finalmente, para cada especie se agregó un anexo con registros considerados relevantes.

En cuanto a los mapas y datos de distribución es importante aclarar que el concepto de “localidad de registro” utilizado en este trabajo no se corresponden necesariamente con el concepto de “localidad” tal como se define en el marco del sistema de categorías y criterios de listas rojas de UICN. Como ya se mencionó, la “localidad de registro” es un sitio donde la especie ha sido observada y que está ubicada a al menos 1 km de distancia de otra localidad de registro (salvo excepciones mencionadas más arriba). El concepto

de “localidad” de UICN está ligado fundamentalmente a la mayor amenaza que enfrenta la especie. En este sentido la definición espacial de la localidad está determinada por la plausibilidad de que un único evento negativo (p.e. pérdida de hábitat) pueda afectar a todos los ejemplares presentes en el área en cuestión (UICN 2012a: 13). En muchos casos, dada su cercanía, varias de las “localidades de registro” mencionadas en las fichas de esta publicación podrían considerarse parte de una única “localidad” de UICN. Asimismo, hay otras características de las localidades de registro que es importante considerar. En primer lugar, algunas localidades de registro no representan sitios de uso regular, sino áreas de ocurrencia esporádica o accidental. En segundo lugar, existen localidades de registro “históricas” que identifican sitios habitados por la especie en el pasado pero donde actualmente no está presente. En el marco de las Listas Rojas de UICN los criterios B y D son los que consideran un determinado número de localidades a la hora de evaluar el estado de conservación (Apéndice 1). En los casos en que estos criterios fueron aplicados, se menciona en las fichas cuales son las “localidades” más relevantes para la conservación de la especie en cuestión (con base en la información disponible al día de hoy). Por ejemplo, los datos de distribución de la Loica Pampeana incluyen unas 30 localidades de registro. En la evaluación nacional se especifica que está presente en menos de cinco localidades. En este último contexto, el concepto de “localidad” se ajusta a la definición de UICN (UICN 2012a: 13). Con respecto a las aves amenazadas de Uruguay, en muchos casos es difícil estimar el alcance geográfico de los efectos de las amenazas principales identificadas. Con el uso de las “localidades de registro” se pretendió utilizar el mayor detalle posible para presentar la información de distribución que es un aspecto importante a la hora de evaluar el estado de conservación de las especies. Además, esta información puede ser de gran utilidad para iniciativas de ordenamiento territorial y evaluaciones de impacto ambiental. Asimismo, este abordaje permitirá eventuales revaluaciones, una vez se generen nuevos datos respecto del alcance geográfico de las amenazas identificadas.

La sección “Biología” detalla información sobre requerimientos de hábitat, asociaciones con otras especies, desplazamientos migratorios, alimentación, reproducción, etc. Se realizó un esfuerzo por incluir toda la información disponible para Uruguay pero también se utilizaron fuentes regionales o incluso extra-regionales para complementar los datos nacionales (que en muchos casos son limitados), particularmente para las especies migratorias.

En otras secciones adicionales se presenta el estado de conservación a nivel global y nacional, las amenazas que afectan a la especie y una descripción de medidas de conservación que incluye tanto acciones vigentes como propuestas adicionales necesarias para revertir la situación. Las medidas que se consideran de mayor prioridad se resaltan en un cuadro complementario (“Medidas Prioritarias”).

Cada ficha está acompañada de una serie de notas que aclaran diversos puntos.

Los textos incluyen numerosas citas bibliográficas y otros tipos de documentación (observaciones y comunicaciones personales, etc.). En el caso de las referencias, los detalles de las mismas se encuentran al final del libro.

En cada ficha los textos están complementados con fotografías para resaltar detalles morfológicos, características del hábitat y otros elementos biológicos. En el caso de las dos especies extintas a nivel regional también se incluyen dibujos técnicos para mostrar las características generales de estas aves.

Créditos y Agradecimientos

La obtención de fondos de UICN para el proyecto del “Libro Rojo de Aves del Uruguay” fue articulada principalmente por Rossana Berrini de la División de Biodiversidad y Áreas Protegidas (Dirección Nacional de Medio Ambiente, DINAMA) y por Arturo Mora y Víctor Hugo Inchausty de la Oficina UICN-Sur, Ecuador. Durante esta primera etapa se contó con la colaboración de Susana González (Instituto de Conservación Neotropical) para la recepción de los fondos. Este apoyo financiero fue utilizado por Adrián Azpiroz para preparar las fichas de su autoría. En una segunda etapa Adrián Azpiroz obtuvo fondos adicionales a través de The Rufford Foundation (en el marco del Proyecto Aves Pampeanas / Ecología y Conservación) con el que se apoyó el trabajo técnico de Sebastián Jiménez y Matilde Alfaro para la elaboración de sus fichas de especies. Estos fondos también cubrieron los costos de diseño gráfico de la publicación. Asimismo Rossana Berrini y Sebastián Jiménez tramitaron fondos ante DINAMA y la Dirección Nacional de Recursos Acuáticos (DINARA) para solventar los costos de imprenta de la versión impresa del Libro Rojo.

Varias organizaciones e instituciones vinculadas a la investigación y conservación han brindado su valioso auspicio a esta publicación, incluyendo la declaración de interés por parte de la Agencia Nacional de Investigación e Innovación (ANII).

Martin Abreu, Diego Caballero-Sadi, Gonzalo Cortés, Natalia Cozzani, Andrés Domingo, Javier Lenzi y Natalia Martínez-Curci participaron de manera honoraria en la elaboración de las fichas de especies de su co-autoría.

Numerosos colaboradores proporcionaron gran cantidad de datos (especialmente de distribución y biología) o respondieron consultas durante el proceso de elaboración de las fichas técnicas: José S. Abente, Martin Abreu, Gerardo Acosta y Lara, Sebastián Álvarez, Marcelo Álvarez, Adrián Antúnez, Hugo Berriel, Oscar Blumetto, Susana Bó, Diego Caballero-Sadi, Walter Cabrera, Carlos Calimares, Santiago Carreira, Agustín Carriquiry, Santiago Carvalho, Gustavo Casás Ksiazienicki, Héctor Caymaris, Mario L. Chatellenaz, Santiago Claramunt, Gonzalo Cortés, Alexandra Cravino, Karine Delord, Gustavo Fernández, Pablo Fernández, Vertiz Ferreyra, Enric Fontcuberta, Rodrigo Forselledo, Juan Carlos Gambarotta, Giancarlo Geymonat, Germán Gil, Walter L. Gómez Umpierrez, Luis Hernández, Peter Hosner, Álvaro Jaramillo, Luis Labadie, Fernando Lapitz, Javier Lenzi, Emilio Lessa,

Luciano Liguori, Raúl Lombardi, Carlos Loureiro, Nicolás Marchand, Roberto Maisonnave, Edison Mattei, Evaristo Méndez, José L. Menéndez, Guillermo Mondón, Hernann E. Muñoz, Mala Nesaratnam, Darío Niz, Florencia Ocampo, Alejandro Olmos, Laura Pagés, Álvaro Pérez Tort, Lyndon Perriman, Dardo Presa, Christopher R. Prevet, Thierry Rabau, Bautista Rebuffo, Francisco Rilla, Pedro Rinaldi, Andrés Rinderknecht, Pedro Rivero, Alfredo Rocchi, César Rodríguez, Diego Rubio, Juan Carlos Rudolf, Peter Ryan, Álvaro Saralegui, Graeme Taylor, Rafael Tosi, Fernando Vidal, Fernando A. Varietti, Raúl Vaz-Ferreira, José Manuel Venzal, Kath Walker, Andy G. Wood, Carlos Yamashita y Pablo Yorio. Para las aves acuáticas continentales se incluyeron muchos registros del Censo Neotropical de Aves Acuáticas (Wetlands International). En los anexos se incluye la información en cuestión así como los autores de cada registro. La información inédita de aves marinas pelágicas fue obtenida y facilitada por el Proyecto Albatros y Petreles y DINARA.

Pablo Yorio (Gaviota Cangrejera), Juan Pablo Isacch (Burrito Plomizo y Chorlo Cabezón), Adrián Di Giacomo (Tijereta de las Pajas), Carlos Yamashita (Guacamayo Azul), Oscar Blumetto (Cardenal Amarillo) y Santiago Claramunt (Cardenal Amarillo) realizaron comentarios sobre versiones preliminares de los capítulos que permitieron mejorar su contenido o corregir información. Arturo Mora brindó asesoramiento e información sobre aspectos técnicos relacionados a la Listas Rojas de UICN y Mauricio Bonifacino identificó y aportó información sobre diversas especies vegetales mencionadas en las fichas.

José María Muñoz (contactado a través de Natalia Martínez-Curci) elaboró de manera honoraria dos láminas para ilustrar las portadas de las fichas correspondientes a las especies extinguidas (Playero Esquimal y Guacamayo Azul). Santiago Carvalho, Eddie Di Fiore, Rodrigo Forselledo, Ricardo Gentil, Marco Guedes, Roberto Güller, Gustavo Larracochea, Agustín Loureiro, Philip Miller, Ariel Ocampo, Álvaro Pérez Tort, Gustavo Pinto, Germán Prancetti, Graham Robertson, Diego Rubio, Lotfi Si Saber y Andrés Terán contribuyeron fotografías para complementar el material aportado por los autores de las fichas. El arte y fotos proporcionadas por estos colaboradores resultaron en un gran aporte al componente gráfico del libro. A través de Linnea S. Hall (Western Foundation of Vertebrate Zoology) se tramitó el uso de dos fotografías de Playero Esquimal de Donald Bleitz, de gran interés histórico. Alfredo Rocchi colaboró con obtención de autorizaciones para la utilización de fotografías publicadas en el portal WikiAves (Brasil).

Carlos Calimares, Juan P. Cuello, Leonardo Doño, Jamie Holfeltz (Biblioteca de The Peregrine Fund), Guy Kirwan, Stefan Kreft, Manuel Plenge, Vanessa Rosseto, Jorge O. Veiga y Juan Villalba-Macías realizaron diversos aportes relacionados a referencias bibliográficas. Juan P. Cuello, Santiago Claramunt y Washington Jones facilitaron la consulta de especímenes en el Museo Nacional de Historia Natural de Montevideo. Sylke Frahnert proporcionó datos de aves uruguayas depositadas en el Museo de Berlin (Museum für Naturkunde).

Rodrigo Luna fue el responsable del diseño gráfico y realizó numerosos ajustes, correcciones y sugerencias que mejoraron el producto final.

RE

PLAYERO ESQUIMAL

Numenius borealis (Forster, 1772)

Adrián B. Azpiroz y Natalia Martínez-Curci



Figura 1. Retrato del Playero Esquimal mostrando las principales características morfológicas de la especie (Arte: José María Muñoz).

Otros nombres comunes

Becasina (Devincenzi 1926, Arredondo 1953), Chorlo de los Eskimos (Teague 1955), Chorlo Polar (Cuello y Gerzenstein 1962, Gore y Gepp 1978, Cuello 1985), Zarapito Boreal, Chorlo Campino, Chorlo Grande (Johnson 1965), Zarapito Esquimal (Johnsgard 1981), Playero Polar (Azpiroz et al. 2012a). Inglés: Eskimo Curlew.

Etimología

Numenius (Gr.), “noumenios” es un ave mencionada por Hesiquio, generalmente asociado a un zarapito (Numeniinae, Scolopacidae) debido a las características de su pico curvo (neos=nuevo; mene=luna); *borealis* (L.), norteño, septentrional (boreas=norte; Jobling 2017), en alusión a su distribución geográfica durante la época reproductiva.

Categoría UICN Global: CR (PE) (BirdLife International 2017).

Los últimos registros confirmados son de la década del 60 y corresponden al hemisferio norte. En nuestra región las últimas observaciones datan de 1939 (Argentina). Más allá de que su estatus se define como “En Peligro Crítico”, la categorización de BirdLife International hace la salvedad de que el Playero Esquimal está posiblemente extinto (PE).

Categoría UICN Nacional: RE (Azpiroz et al. 2012a).

Existen muy pocos registros concretos de la especie en Uruguay. La última observación en el país habría sido en 1914 (Gollop et al. 1986), por lo que han pasado más de 100 años sin registros adicionales. Tampoco han habido observaciones recientes (i.e., en los últimos 30 años) confirmadas en nuestra región (ni fuera de ella). Por tales motivos se la considera extinta a nivel regional.

Proporción de la Población Global en Uruguay: No habría individuos de la especie en Uruguay. La población mundial, de existir, se estima en 1-49 individuos (BirdLife International 2017). En caso de que aun sobrevivan individuos que sigan desplazándose a sus áreas de invernada en el sureste de Sudamérica, existe la posibilidad que lleguen a Uruguay.

Taxonomía y Sistemática

Sinónimos: *Scolopax borealis* (Forster 1772), *Numenius brevirostris* (Lichtenstein 1823), *Numenius hudsonicus* (Peabody 1839), *Numenius microrhynchus* (Philippi y Landbeck 1866); tomados de Gollop et al. (1986). Además, *Mesoscolopax borealis* (Ridgway 1919, Dabbene 1920, Tremoleras 1920, Barattini 1945), *Phaeopus borealis* (AOU 1931), *Phacopus borealis* (Arredondo 1953)¹.

El Playero Esquimal pertenece a la familia Scolopacidae dentro orden Charadriiformes. Este último grupo es muy diverso en términos de morfología y comportamiento y se habría originado hace unos 90 millones de años (Baker et al. 2007). Comparte el género *Numenius* con otras siete especies y todas ellas se distinguen por sus largos picos decurvados. Estos están cercanamente emparentados con el Batitú (*Bartramia longicauda*) con quien comparten la subfamilia Numeniinae (Gibson y Baker 2012, Remsen et al. 2017). Algunos autores han mencionado cierta variación intraespecífica (ver Gill et al. 1998), pero se lo considera una especie monotípica.

Descripción

Playero mediano (32-37 cm de longitud, 70 cm de envergadura alar; Gill et al. 1998). Al igual que otras aves migratorias de largas distancias, el peso podía variar mucho durante



Figura 2. Uno de los últimos registros confirmados del Playero Esquimal. Este individuo fue fotografiado por Donald L. Bleitz en el sur de Texas en 1962 (reproducido con permiso de la WFVZ).

el ciclo anual: 270-454 gr. (Gollop et al. 1986). Coloración general parda, dorso más oscuro y ventral más claro. Largo pico (42-65 mm) decurvado (Gollop et al. 1986; Figs. 1 y 2). En Uruguay podría aparecer junto a otros chorlos de pastizal tales como el Chorlo Pampa (*Pluvialis dominica*), el Batitú o el Playerito Canela (*Calidris subruficollis*). De todas estas especies es puede diferenciar fácilmente por poseer un pico significativamente más largo y decurvado. La única especie realmente parecida en nuestra región es el Playero Trínador (*Numenius phaeopus*), con pocos registros en Uruguay. Este es notoriamente más grande (1/3 a 1/2) y de coloración más grisácea. El pico es proporcionalmente más largo salvo en los juveniles en los que es más corto. Tanto la ceja como la línea a lo largo de la corona son poco marcadas en el Playero Esquimal pero bien marcadas en el Playero Trínador. Además las puntas de las alas sobrepasan claramente la cola en el Playero Esquimal pero no en el Trínador. El Playero Esquimal tiene las tapadas acaneladas pero esto seguramente es difícil de percibir en condiciones de campo. Otros detalles menores son las primarias negruzcas del Playero Esquimal (barradas en el Playero Trínador) y las marcas en forma de "V" e "Y" a los lados de la cara, cuello y pecho en el Playero Esquimal (ausentes en el Trínador; Gill et al. 1998). El hábitat principal del Playero Esquimal es el pastizal mientras que el Playero Trínador es una especie eminentemente costera (aunque también frecuenta humedales interiores).

Distribución

Se reproducía en el ártico, con certeza en el noroeste de Canadá y posiblemente en Alaska, este de Siberia y algunas islas del ártico canadiense (Gollop et al. 1986). Pasaban el invierno

no en la región pampeana (Argentina, Uruguay y sur de Brasil) con registros también para el centro de Chile, la Patagonia e Islas Malvinas (Gollop et al. 1986, Gill et al. 1998). Además fue registrado como accidental en Groenlandia y las islas británicas (Gill et al. 1998).

Invernaba en Sudamérica, incluyendo los pastizales de la región pampeana. Fue observado en numerosas localidades en las provincias de Buenos Aires (General Lavalle, Rosas, entre Azul y Bahía Blanca, Mar del Plata; Gibson 1920, Dabbene 1924, 1926a, Murphy 1936) y Entre Ríos (Concepción del Uruguay; Barrows 1884). General Lavalle es el área que cuenta con mayor cantidad de registros históricos durante la estación no reproductiva (Dabbene 1920, Gibson 1920, Wetmore 1939, Blanco et al. 1993).

Los escasos datos referentes a los registros en Uruguay son imprecisos y algo confusos. A continuación se brinda un análisis de la información publicada. Ridgway (1919: 415) menciona un espécimen incluido en un catálogo de una subasta ("Doubletten-Verzeichnisen") en 1823. Este ejemplar habría sido obtenido en Uruguay y depositado en el Museo de Berlín. Sin embargo en los archivos de este museo no existen datos que respalden la información proporcionada por Ridgway (S. Frahnert in litt. 2016). Si el ejemplar realmente existió, debió haber sido colectado en Uruguay (posiblemente por F. Sellow) en 1821-1822 (S. Frahnert in litt. 2016). Hahn (1963) reporta dos ejemplares obtenidos en Colonia² (sin especificar si se trata del departamento o los alrededores de la ciudad capital) el 30 de noviembre y 5 de diciembre de 1883. Al menos una de estas aves (dadas las fechas cercanas de colecta, posiblemente las dos) fueron colectadas por H. M. Harrison y depositadas en el Castle Museum (Norwich, Reino Unido) y en el Museo Británico (Hahn 1963), respectivamente. Aplin y Sclater (1894) mencionan la existencia de un ejemplar depositado en el MNHNM, observado por el primer autor en 1893. Por su parte Phillips (1929) menciona la existencia de un ejemplar (no queda claro si este fue colectado) en el otoño (¿ boreal?) de 1914 cerca de Montevideo. Esta habría sido la última observación del Playero Esquimal en Uruguay (Hahn 1963).

Aparentemente Tremoleras (1920) estaba al tanto de los registros en Colonia y Montevideo ya que lista justamente estos dos departamentos (no sus capitales, tal como aclara el autor) en las notas de distribución referente al Playero Esquimal. En cambio Teague (1955) vuelve a hacer referencia a un único ejemplar depositado en el MNHNM (tal vez replicando a Aplin y Sclater 1894) pero unos años después Cuello y Gerzenstein (1962) mencionan la existencia en esta institución de dos ejemplares taxidermizados comentando que no contaban con datos de procedencia ni fecha. Estos individuos aun se encuentran en el museo y están en excelente estado de conservación (Fig. 3). Por último, cabe aclarar que Barrows (1884) lo reporta para Concepción [del Uruguay], Entre Ríos, Argentina y este registro fue luego erróneamente interpretado como correspondiente a nuestro país (Ridgway 1919, Hahn 1963).

En resumen, entre 1883 y 1914 se obtuvieron al menos cuatro especímenes de Playero Es-

quimal en Uruguay, dos en Colonia, tal vez uno en Montevideo y al menos otro en una localidad sin determinar. La interpretación que sigue considera otros datos circunstanciales pero es especulativa. Un quinto ejemplar habría sido obtenido en 1821-22 y depositado en el Museo de Berlín (donde actualmente no existe evidencia sobre el mismo). Considerando las fechas asociadas a este registro es muy probable que esta ave fuera colectada por F. Sellow quien recorrió el litoral del país. Asimismo, es posible que H. M. Harrison (el colector de al menos uno de los dos ejemplares obtenidos en Colonia en 1883) haya cazado un ejemplar adicional que fuera depositado en el MNHNM. Este supuesto ejemplar puede haber sido el que encontró Aplin en el museo en 1893. No hay mayor información que permita especular sobre el origen del segundo ejemplar que actualmente se encuentra en el MNHNM. Lo único concreto sobre el mismo es que fue obtenido antes del 30 de marzo de 1960 que fue cuando M. A. Klappenbach se lo reportó a Hahn (1963).

Biología

El Playero Esquimal nidificaba en la tundra ártica y migraba en bandadas de cientos o miles de individuos hacia los pastizales del sur de Sudamérica (Gollop et al. 1986, Faanes y Senner 1991). Tenía una ruta migratoria elíptica (seguramente muy parecida a la del Chorlo Pampa) y que involucraba desplazamientos de unos 15.000 km en julio-octubre y unos 14.000 km en marzo-junio (Gill et al. 1998). La ruta ha sido reconstruido por Gill et al. (1998). Luego de reproducirse en la tundra canadiense se desplazaban al este del continente hasta Labrador, Terranova, Nueva Inglaterra y Nueva Escocia. Allí acumulaban reservas para la siguiente etapa que involucraba un vuelo sobre el océano Atlántico pasando sobre Bermudas, las Antillas Menores, Trinidad y Tobago. Es probable que llegaran a



Figura 3. Los dos ejemplares taxidermizados que forman parte de la colección del MNHNM. Uno de ellos (no es posible determinar cual) habría sido colectado antes de 1894 y el otro (seguramente varias décadas) antes de 1960 (ver "Distribución" para más detalles).

Sudamérica a la altura de las Guyanas como lo hacen otras especies de playeros neárticos. El vuelo proseguía por sobre la cuenca amazónica hasta alcanzar Mato Grosso y Paraguay y desde allí bajaban siguiendo los ríos Paraguay, Paraná y Uruguay hasta la región pampeana (Gill et al. 1998). Fue observado en el norte de la Patagonia en grandes bandadas (Durnford 1878) lo que ha llevado a proponer que las áreas de invernada probablemente llegaban hasta el sur del continente (Humphrey et al. 1970). Barrows (1883a, 1884) lo observó casi a diario entre Azul y Bahía Blanca (Buenos Aires) entre fines de enero y fines de febrero por lo que es probable que parte de la población permaneciera en la región pampeana. De regreso al norte se estima que cruzaban los Andes y luego seguían la costa del Pacífico hasta Centroamérica y el Golfo de México, realizando la primera parada importante en Texas a principios de marzo (Gill et al. 1998; Figs. 2 y 4).

En la región pampeana el Playero Esquimal utilizaba amplias áreas de pastizales naturales (Dabbene 1920, Gibson 1920). Solía ser observado en compañía del Chorlo Pampa y el Batitú (Barrows 1884, Gibson 1920, Dabbene 1924). Más allá de la fuerte asociación con los pastizales también era observado en humedales interiores y en la costa (Dabbene 1920, 1926, Murphy 1936, Chebez 2008a). En Rosas, Buenos Aires se lo encontró a orillas de un canal junto a la Becasa de Mar (*Limosa haemastica*; Dabbene 1926a)

Nidificaba en los Territorios Noroccidentales de Canadá, casi seguramente también en Alaska y probablemente en Siberia (Gollop et al. 1986). Se estima que la nidificación comenzaba a fines de mayo y la puesta se realizaba en junio, con un pico de eclosión entre finales de junio y mediados de julio. El nido era una depresión en el suelo cubierto con pocas hojas donde la hembra colocaba tres o cuatro huevos con fondo de color verde oliváceo, verde, marrón o gris y manchas marrón oscuro. Posiblemente realizaran una única puesta. Los juveniles se independizaban entre principios y mediados de agosto (Gollop et al. 1986, Fuller 2000). En áreas de reproducción se alimentaban principalmente de frutos de arbustos del género *Empetrum* (Ericaceae), particularmente *E. nigrum*, también de caracoles, gusanos y otros invertebrados. Su dieta se tornaba más insectívora cuando se encontraban en el sur, alimentándose fundamentalmente de grillos y langostas (y sus huevos), aunque también de otros insectos, arañas, semillas y bayas (Gollop et al. 1986). Se los solía observar formando grupos de alimentación que variaban desde unos pocos a varios cientos de individuos, siendo más frecuentes los grupos de entre 30 y 50 playeros (Gollop et al. 1986).

Estado de Conservación

A juzgar por las numerosas observaciones reportadas, se trataba de un ave relativamente frecuente en la región pampeana argentina (Barrows 1884, Dabbene 1920, Hudson 1920). Lamentablemente la información para Uruguay es mucho más limitada pero dadas las características ambientales similares, se presume que también era relativamente frecuente



Figura 4. Playero Esquimal observado por Donald L. Bleitz en el sur de Texas. En algunas áreas (incluyendo posiblemente los pastizales costeros del sur de Uruguay) este playero utilizaba sitios caracterizados por un estrato herbáceo muy corto como muestra la imagen (reproducido con permiso de la WFVZ).

en nuestro país.

En caso de no estar ya extinto la población mundial no superaría los 50 individuos (Morrison et al. 2006, BirdLife International 2017). Antiguamente podían observarse bandadas compuestas por cientos o miles (Gollop et al. 1986). Se lo consideraba un ave abundante hacia fines de 1870, pero a partir de ese entonces la población comenzó a declinar drásticamente hasta llegar prácticamente a desaparecer cerca de 1890 (Collar et al. 1992, Gill et al. 1998). En el siglo XIX habría sido la segunda especie más común (sólo superado por el Chorlo Pampa) entre los chorlos y playeros neárticos (Gollop et al. 1986). En el siglo XX ya se la consideraba en peligro y no han habido registros confirmados en más de 50 años. Gollop et al. (1986) compilaron las últimas observaciones obtenidas entre 1945 y 1985. La gran mayoría corresponden a localidades en Estados Unidos (en los estados de Texas, Carolina del Sur, Massachussets, Nueva Jersey, Alaska, Carolina del Norte, Nueva York, Oklahoma) y Canadá (Territorios del Noroeste, Ontario, Manitoba, Saskatchewan), a excepción de uno colectado en Barbados (1963) y otro individuo observado en Guatemala

(1977). En la región pampeana, se observaban grupos de entre 30 y 100 individuos (Hudson 1920) e incluso grandes bandadas asociadas al Chorlo Pampa (Barrows 1884) y hasta fines del siglo XIX se lo consideraba abundante (Dabbene 1920). Los últimos registros en la parte sur de su área de distribución datan de las décadas de 1920 y 1930 (todos en Argentina). Dos corresponden a Rosas, unos 150 km al suroeste de Buenos Aires: un grupo de cinco o seis observados (uno de ellos colectado) por J. B. Daguerre el 7 Feb 1924 y otro un ejemplar colectado por el mismo autor en la misma área el 11 Ene 1926 (Dabbene 1924). Otras dos observaciones fueron realizadas por E. R. Runnacles en las inmediaciones de Gral. Lavalle, unos 230 km al SE de Buenos Aires: ejemplares solitarios y un grupo de dos o tres en enero y febrero de 1937 y uno en enero 1939 (Wetmore 1939). Algunos registros más recientes en Mar Chiquita, Córdoba y Maquinchao, Río Negro, Argentina, han sido cuestionados (Blanco et al. 1993, Chebez 2008a).

Amenazas

La disminución poblacional del Playero Esquimal se atribuye a dos factores principales: la caza indiscriminada (Dabbene 1920, Forbush 1912 y Bent 1929 en Banks 1977) y, en menor medida, la modificación de hábitat impulsada por la expansión agrícola sobre los pastizales (Cooke 1910, Wetmore 1927, Gollop et al. 1986, Gill et al. 1998) a lo largo de su ruta migratoria y en sus áreas de invernada. Su comportamiento gregario facilitaba la caza ya que ante el disparo de un ave, las restantes se agrupaban y daban círculos continuamente hasta ser también ultimadas en su mayoría (Gollop et al. 1986). Otros problemas mencionados son la disminución en la frecuencia de incendios naturales por acción del hombre (que generó ambientes arbolados en áreas de pastizal), la extinción de una especie de langosta (*Melanoplus spretus*) que habría constituido una de sus principales fuentes de alimentación y la contaminación por plomo (Gill et al. 1998).

Con respecto a la modificación de hábitat y a la caza en nuestra región Daguerre cometa que los chorlos de pastizal (Chorlo Pampa y Batitú) de la zona (Rosas, Buenos Aires) se encontraban más frecuentemente en campo naturales que en campos arados, prefiriendo los terrenos no cultivados que iban desapareciendo paulatinamente (Dabbene 1924). Asimismo, en Buenos Aires se los vendía en las ferias y se los ofrecía en restaurantes (Wetmore 1927). Dabbene (1920) comenta sobre la persecución implacable de la que eran objeto diversas especies de chorlos y playeros neárticos en sus áreas de invernada.

Medidas de Conservación

La especie está incluida en los apéndices I y II en CMS y en el apéndice I de CITES. Esta protegida por la Ley de Fauna en Uruguay y leyes similares en otros países a lo largo de su ruta migratoria. El plan de recuperación del Playero Esquimal propuesto por Environment Canada (2007) sugiere que actualmente no puede asegurarse la recuperación porque no

se conocen con certeza la existencia de individuos y no han sido exitosos los esfuerzos recientes por localizarlos. La única medida que recomiendan es continuar monitoreando sitios potenciales con hábitat propicio donde pudiera aparecer. Campañas de búsqueda organizadas en Argentina y Uruguay (en 1992-93 y 2012-13) no generaron ningún tipo de evidencia nueva.

En Uruguay, particularmente en los departamentos de Artigas, Paysandú, Río Negro, Salto y Tacuarembó aún existen áreas de pastizales naturales que albergan poblaciones importantes de las otras especies de playeros de pastizal neárticos y que podrían potencialmente ser sitios de invernada para la especie. Aquellos investigadores y observadores de aves que visitan esta región deberían familiarizarse con las características del Playero Esquimal. Esto les permitirá enfocarse en los caracteres diagnósticos durante un eventual encuentro y así conseguir una identificación certera. La obtención de cualquier tipo de evidencia sería invaluable.

Medidas Prioritarias

- 1) Difundir la situación general de la especie entre las comunidades de observadores de aves de la región, haciendo hincapié en los detalles diagnósticos que permitirían documentar adecuadamente una eventual observación.
- 2) En caso de localizarse la especie se deberían adoptar medidas inmediatas de estudio y protección: determinar las áreas utilizadas y garantizar la protección y manejo adecuado de su hábitat a lo largo de todo su rango de distribución.

Notas:

¹ Este nombre evidentemente hace referencia a *Phaeopus* pero contiene un error tipográfico.

² Seguramente con base en este dato Blanco et al. (1993) señalaron que Colonia, Uruguay se encontraba entre las principales localidades donde históricamente había sido observado. Como se menciona en el texto, el reporte involucró a solo dos individuos y no está claro si el autor se refería a Colonia del Sacramento o al departamento de Colonia.

RE

GUACAMAYO AZUL

Anodorhynchus glaucus (Vieillot, 1816)

Adrián B. Azpiroz



Figura 1. Retrato de una pareja de Guacamayos Azules mostrando las principales características morfológicas de la especie (Arte: José María Muñoz).

Otros nombres comunes

Arara Celeste (Orfila 1936), Guacamayo Celeste (Arballo y Cravino 1999), Arara Azul Pequeña, Guaá-hovi (y otras variantes guaraníes) (Chebez 1986). Inglés: Glaucous Macaw.

Etimología

Anodorhynchus (G.) significa pico sin dientes y hace referencia a una diferencia entre las especies de este género y otros guacamayos que presentan una muesca (“diente”) en la mandíbula (Alvarenga 2007, Jobling 2017). El término *glaucus* (L.), que significa azul grisáceo refiere la coloración general del ave (Silva 1989, Jobling 2017) la cual, sin embargo, podía variar bastante dependiendo de las condiciones de luz (Azara 1805).

Categoría UICN Global: CR D (BirdLife International 2017).

Con base en dos registros de las décadas de 1950 y 1960 y de otra serie de reportes posteriores no confirmados, se presumen que aun podrían sobrevivir en alguna parte poco explorada de su rango de distribución. De existir alguna población, está sería muy pequeña, cumpliendo con el criterio D de CR.

Categoría UICN Nacional: RE (Azpiroz et al. 2012a).

El último registro de este guacamayo en Uruguay (a veces considerado dudoso) fue realizado hace más de 65 años y no ha habido reportes posteriores de ningún tipo. Por esta razón se lo considera extinguido en el país.

Proporción de la Población Global en Uruguay: Actualmente se considera extinguido en el país.

Descripción

Coloración general azul verdosa, más verdoso en las partes ventrales con tonalidades grisesáceas en cabeza y cuello y parduscas a los lados de la cabeza, garganta y pecho superior (Fig. 1). La parte superior de la cola es azul verdosa y la inferior gris oscura. Anillo periorbital desnudo de color amarillo y extensos pliegues en la base de la mandíbula también amarillos pero más pálidos; pico, patas e iris negros (Orfila 1936, Forshaw 1989, Chebez 2008a). Como en el caso de otros loros, la coloración del plumaje podía variar significativamente dependiendo de la incidencia de la luz; esto hacía que pudiera parecer más verdoso o más azulado (Azara 1805, Pittman 1992). El nombre con el que lo conocían los guaraníes (Guaa'-obi) hace referencia a un gradiente de coloración del azul al verde (Yamashita y Valle 1993). No existen descripciones de juveniles o inmaduros.

Taxonomía y Sistemática

Sinónimos: *Macrocercus glaucus* (Vieillot 1816 en Cuello y Gerzenstein 1962); *Ara glauca* (Fontana 1881 en Chebez 2008a).

El Guacamayo Azul comparte el género *Anodorhynchus* con otras dos especies cercanamente emparentadas y muy similares desde el punto de vista morfológico: el Guacamayo de Lear (*A. leari*) y el Guacamayo Jacinto (*A. hyacinthinus*). Este trío se ubica en la subfamilia Arinae (que incluye a todas las demás especies de loros de las Américas) y, dentro de ésta, en la Tribu Arini, que agrupa una diversidad de loros con colas largas (Joseph et al. 2012). Con respecto al Guacamayo Azul, existen diferentes opiniones respecto de su estatus taxonómico. Poco después de su descripción formal, se sugirió que se trataba simplemente

de una variación del Guacamayo Jacinto, idea que fue descartada rápidamente (Vieillot y Oudart 1825 y Souancé et al. 1857, ambos en Sick et al. 1987). En la actualidad, por lo general se lo trata como una especie plena. Junto al Guacamayo de Lear se los ha considerado una superespecie (Sick y Teixeira 1983, Sibley y Monroe 1990), a veces también incluyendo al Guacamayo Jacinto (Sick y Teixeira 1980 en Collar et al. 1992). Más recientemente se ha sugerido que *A. glaucus* y *A. leari* serían tan solo subespecies de la misma especie. A pesar de que estas dos aves presentan distribuciones disjuntas en la actualidad, el hallazgo reciente de material fósil sugiere una mayor cercanía geográfica en el pasado reciente (ca. 10.000 años; Alvarenga 2007). A esta evidencia se le suma el hecho de no existen diferencias osteológicas apreciables entre ambos; estas observaciones respaldarían el tratamiento como subespecies (Alvarenga 2007). Sin embargo, las referencias más recientes en cuestiones de sistemática y conservación (p.e. del Hoyo et al. 2014, IUCN 2017, Remsen et al. 2017) sigue considerando al Guacamayo Azul como una especie plena.

Distribución

Este loro tenía una distribución bastante restringida en el noreste de Argentina, sureste de Brasil, sur de Paraguay y norte de Uruguay (Forshaw 1989, Collar et al. 1992). Hay autores que sugieren que podría haber tenido una distribución más amplia, pero sin evidencia concluyente (ver Teixeira y Papavero 2016: 14). Según Azara (1805) se lo encontraba entre los 27° y 33,5° S (sur de Paraguay a Entre Ríos, Argentina, aproximadamente¹). En Argentina, Chebez (2008a) sin embargo, sólo lo indica para el sur de Misiones, norte y centro de Corrientes y tal vez el este del Chaco. En Brasil, Silva (1989) lo señala para el Pantanal, pero este dato no ha sido considerado por otros autores. En el caso de Uruguay, existe un solo registro preciso (con información de localidad y fecha). **Artigas:** Unos 8 km al S de Bella Unión (ca. 30°19'22"



Figura 2. El único registro del Guacamayo Azul en Uruguay que cuenta con datos de localidad precisa corresponde a la observación de R. Vaz-Ferreira al sur de Bella Unión, Artigas. Considerando su asociación con la palmera Yatay y registros históricos en regiones cercanas de Argentina y Brasil es muy factible que haya habitado en varios departamentos del norte del país.



Figura 3. Palmares de Yatay (*Butia yatay*), al este de Quebracho, Paysandú (A. Azpiroz).

S, 57°33'25" W; R. Vaz-Ferreira in litt. 1991 en Collar et. al. 1992). Vaz-Ferreira observó un individuo en Mar 1951^{2,3}. La coloración del plumaje del ave parecía más verde que azul y su tamaño más pequeño que el de los "guacamayos azules"^{4,5} (Bertonatti 2001, R. Vaz-Ferreira comm. pers.). Algunos autores consideran que este registro es erróneo (Pittman 1992). Zotta (1937) también lo menciona para Artigas, pero sin mayores detalles. Previo al registro de Vaz-Ferreira, Orfila (1936) descartaba la presencia en Uruguay. Collar et al. (1992) señalan además la existencia de dos especímenes aparentemente colectados en Uruguay y depositados en el Museo de Berlín. Sin embargo, en la actualidad sólo existiría un ejemplar macho sin datos de procedencia en ese museo (Collar et al. 1992). En el siglo XVIII Sánchez Labrador (1968) la observó en la orilla oriental del Río Uruguay, área que podría corresponder a Uruguay y/o Rio Grande do Sul, Brasil (Collar et al. 1992). Según estos últimos autores la interpretación de la información de d'Orbigny (en Bourjot Saint-Hilaire 1837-38) sugiere que habría encontrado a la especie en Artigas y Salto. Esta versión posiblemente llevó a Claramunt y Cuello (2004) a indicarlo para estos dos departamentos del norte. Finalmente, otras fuentes lo han citado hasta Montevideo, pero sin evidencia (Collar et al. 1992).

Biología

Se conoce muy poco de la biología del Guacamayo Azul. Algunos aspectos (p.e. alimentación) han sido deducidos a partir de información sobre sus parientes cercanos (*Anodorhynchus* spp.). Alternativamente, la interpretación imprecisa de los escasos reportes históricos han generado suposiciones equivocadas (Pittman 1992, Teixeira y Papavero 2016).

Se cree que habitaba esteros, sabanas y bosques de tipo chaqueño y también selvas ribereñas (Ridgely 1981, Forshaw 1989, Yamashita y Valle 1993, Chebez 2008a). Registros no confirmados también lo señalan para la selva paranaense en Misiones, Argentina (Bertoni 1913 en Chebez 2008), incluso asociado a bosques de Pino Brasil (*Araucaria angustifolia*; Olrog 1984), pero sin evidencia concreta (Collar et al. 1992). Los palmares de Yatay (*Butia yatay*; Fig. 3) habrían sido un elemento importante en términos de requerimientos de hábitat (Yamashita y Valle 1993). La coloración de las hojas de la palmera es similar a la del guacamayo, generando un buen mimetismo (Pittman 1992). Históricamente se lo asoció a las márgenes de grandes ríos como el Uruguay (Azara 1805), el Paraná y el Paraguay (p.e. Sánchez Labrador 1968); los reportes que refieren a este último podrían corresponder al Guacamayo Jacinto (Yamashita y Valle 1993). Se ha sugerido que esta vinculación con ambientes ribereños podrían simplemente reflejar el uso preponderante de la navegación fluvial en aquellos tiempos y no una preferencia de hábitat fidedigna (Forshaw 1989, Silva 1989). Pero no puede descartarse que tal asociación fuera real; la distribución localizada a lo largo de ríos importantes podría reflejar una dependencia de barrancas ribereñas, sitios de uso tradicional para pernoctar y nidificar (Collar et al. 1992).

Era una especie gregaria con parejas definidas dentro del grupo. Sus vocalizaciones se asemejaban a un "guaa" (Sánchez Labrador 1968). A pesar de que d'Orbigny (en Bourjot Saint-Hilaire 1837-38) indica que no bajaban al suelo, seguramente si lo hacían para alimentarse. Este comportamiento es frecuente entre sus parientes cercanos, y de hecho es una característica que los diferencia de otros guacamayos (Yamashita 1997). Mientras que la mayor parte del grupo desciende, uno o más individuos permanecen en perchas elevadas, vigilando los alrededores para detectar eventuales amenazas (Yamashita 1987, Yamashita y Valle 1993). El uso de estos centinelas constituye una eficaz estrategia anti-depredatoria.

Los guacamayos azules⁶ se distinguen además por tener una dieta altamente especializada que se basa en el consumo de dátiles o "coquitos" de palmeras (Yamashita y Valle 1993, Yamashita 1997). La mandíbula de estos loros recuerda un cincel de surco cuadrado y el filo cortante del "cincel" es utilizado a modo de cuña para partir los dátiles con cortes transversales. En cada una de las tres especies el tamaño del surco se corresponde con la morfología (tamaño, forma y estructura) de dátiles de ciertas palmeras coloniales (que aseguran un alta disponibilidad de alimento), comunes en sus áreas de distribución respectivas. En el caso del Guacamayo Azul, la única palmera que presenta características favorables sería la Yatay (Fig. 4) y se piensa que este loro dependía de tal recurso (Yamashita y Valle 1993). A pesar de que esta idea ha sido contestada (Teixeira y Papavero 2016), existen referencias antiguas que mencionan la asociación del guacamayo con esta palmera (De Moussy 1860 en Chebez 2008a). También se ha sugerido que podría haber consumido los frutos de otras palmeras de distribución más tropical (Goeldi 1894 en Pittman 1992, Silva 1989),



Figura 4. Detalle de los frutos (A) y dátiles (B) de Yatay. Los dátiles habrían constituido el principal componente de la dieta del Guacamayo Azul. Gracias a sus poderosos picos estos loros lograban cortar el duro endocarpo transversalmente (como muestra la imagen inferior) para dejar el nutritivo endosperma expuesto. Los frutos y dátiles de Yatay tiene el tamaño aproximado de una nuez y de una aceituna, respectivamente (A. Azpiroz).

pero sin ninguna evidencia concreta (Pittman 1992). Sin embargo, es probable que haya habido otros recursos importantes en la dieta de este loro ya que en algunas áreas de su distribución histórica (Formosa), aparentemente esta palmera no existe (Nores e Yzurieta 1994; pero ver comentarios de Chebez [2008a: 160] al respecto). Azara (1805), por ejemplo, menciona frutas y semillas como parte de su dieta. Otra hipótesis interesante propone que en el pasado, los guacamayos azules se asociaban a grandes mamíferos, representantes de la megafauna pleistocénica, que se extinguieron hace unos 10.000 años. Algunos de estos animales habrían sido importantes consumidores de los frutos de palmeras, ingiriendo la pulpa y descartando los dátiles, los que se acumulaban en lugares específicos tales como áreas de descanso y dormideros. Estos sitios habrían sido buscados activamente por los guacamayos con el fin de aprovechar tal fuente de alimento. En la actualidad esta función facilitadora es realizada por el ganado doméstico (Yamashita 1997).

Cabe mencionar que, con respecto a sus referidas asociaciones de hábitat y supuesta dieta especializada, algunas de estas ideas han sido criticadas por estar basadas en información extremadamente limitada (Teixeira y Papavero 2016).

Pittman (1992) sugiere que la Harpía (*Harpia harpyja*) podría haber sido el depredador natural más probable. Con respecto a esto último, el Águila Coronada (*Harpohaliaetus coronatus*) parece un candidato más factible, considerando su patrón de distribución y preferencias de hábitat.

Al igual que la mayoría de las especies de la región, el Guacamayo Azul seguramente se reproducía en primavera-verano. Existen reportes de grupos asociados a barrancas a ori-

llas de ríos o paredones rocosos en diciembre (d'Orbigny 1835, Sellow en Belton 1984). Nidificaba de manera colonial en cuevas excavadas en barrancas y, en menor medida, en troncos secos (Azara 1805). Existe una referencia de un nido en un Timbó (*Enterolobium contortisiliquum*) de grandes dimensiones (Pittman 1998). La observación de Sellow sugiere que también utilizaban oquedades naturales entre las rocas. La puesta era de dos huevos (Collar 1997). Dada la seguridad que confería la inaccesibilidad de los sitios de nidificación, en particular aquellos ubicados en barrancas y paredones, es probable que también fueran utilizados como dormitorios a lo largo del año, al igual que lo hace el Guacamayo de Lear (Yamashita 1987).

Muchas especies de loros realizan desplazamientos relacionados con la obtención de alimento (Collar 1997) y es muy probable que el Guacamayo Azul realizara movimientos diarios entre sus dormitorios o colonias de nidificación y las áreas de alimentación. Asimismo, asumiendo una alta dependencia de los dátiles de Yatay y considerando algunos aspectos fenológicos de esta palmera, es posible que parte de la población también realizara desplazamientos estacionales. Una de las características principales de las palmeras utilizadas por los guacamayos azules es la fenología continua (Yamashita 1997), lo que genera una disponibilidad de alimento constante. En el caso de la Yatay, existen diferencias entre las poblaciones del norte y sur de su rango de distribución. Las primeras tienen dos picos de fructificación (otoño-invierno y primavera), generando una oferta de frutos durante buena parte del año (Olmedo Masat et al. 2011; M. Chatellenaz in litt. 2015). En el sur, en cambio, la fructificación ocurre solo en el verano (Zeppenfeld et al. 2011). Esta marcada estacionalidad podría haber obligado a las poblaciones australes de Guacamayo Azul a desplazarse al norte durante los meses de frío, como sucede con muchas otras especies de aves de la región. Con base en reportes históricos, Collar et al. (1992) interpretan la presencia de loros en otoño en la costa de Santa Catarina como posibles migrantes invernales. Estos autores sugieren que las aves podrían haber llegado desde el interior del estado pero un desplazamiento desde el sur es también factible.

Los guacamayos son especies relativamente longevas. Se han reportado longevidades mínimas de 14 y 20 años para Guacamayos Azules mantenidos en cautiverio (Sick 1985, Brouwer et al. 2000), lo que sin duda representa una subestimación significativa considerando que los datos disponibles para las dos especies cercanamente emparentadas duplican estas cifras (Brouwer et al. 2000).

Estado de Conservación

El que el Guacamayo Azul está extinto en Uruguay es algo prácticamente confirmado. Sin embargo, dado que existen varios ejemplos de aves consideradas extintas y que fueron eventualmente re-descubiertas (uno de ellos es el del Guacamayo de Lear), genera un mínimo grado de incertidumbre. Según algunos autores habría sido común, especialmente

en la parte norte de su área de distribución (Forshaw 1989, Nores e Yzurieta 1994). Otros en cambio, sugieren que a fines del siglo XVIII su población global ya era relictual y muy localizada (Collar et al. 1992, Yamashita y Valle 1993, Teixeira y Papavero 2016). La percepción de que era común o abundante (p.e. Azara 1805, Sánchez Labrador 1968) podría reflejar simplemente su comportamiento conspicuo y alta fidelidad de sitio (Yamashita y Valle 1993). Es probable que fuera más raro en la parte austral de su distribución (Collar et al. 1992, Yamashita y Valle 1993). De ser correctas estas interpretaciones, la población que habitaba en el norte (y oeste) de Uruguay habría sido reducida, al menos en tiempos históricos recientes.

Durante relevamientos ornitológicos realizados en los palmares de Yatay e inmediaciones de la zona de Quebracho, Paysandú, durante los últimos 20 años no se obtuvo ningún tipo de evidencia (p.e. carozos partidos de forma característica; Yamashita y Valle 1993: 59) de su presencia actual o pasada (A. B. Azpiroz pers. obs). Salvo el registro de Vaz-Ferreira en Artigas en 1951, tampoco ha habido otros reportes en el país, ni siquiera rumores no confirmados, como si ha ocurrido en otras partes de su área de distribución (Collar et al. 1992, Straube 2010, Naka 2013). Todo esto hace suponer que la probabilidad de que un pequeño grupo de guacamayos haya subsistido durante las últimas décadas en algún rincón del Uruguay es nula.

Fuera de Uruguay hay quienes consideran que existen probabilidades remotas de que aun subsista en selvas marginales de ríos no navegables o en algún área de bosque aun no explorado (Ridgely 1981, Nores e Yzurieta 1994). Se han realizado varias búsquedas en las últimas décadas pero éstas no han sido exitosas (Ridgely 1981, Pittman 1992, Pittman 1998). Silva (1989) menciona varias supuestas observaciones de individuos, tanto en cautiverio como en la naturaleza (en el Pantanal brasileiro) en las décadas de 1970 y 80, pero ante la falta de evidencia concreta está información ha sido fuertemente cuestionada (Collar et al. 1992, Pittman 1992). En definitiva, toda la evidencia disponible al día de hoy indica que el Guacamayo Azul ha sido la primera especie sudamericana en extinguirse (Ridgely 1981).

Amenazas

Los factores que desencadenaron la declinación y eventual extinción del Guacamayo Azul no son claros. Existen dos grupos de hipótesis (no necesariamente excluyentes), uno enfocado en fenómenos naturales y el otro en presiones generadas por la acción directa del hombre. En cualquier caso, la disminución poblacional parece haber sido rápida (Teixeira y Papavero 2016).

Con respecto al primer grupo, se alega que las poblaciones de Guacamayo Azul empezaron a declinar en un período en que las actividades humanas en la región aun no habían generado impactos ambientales significativos (Forshaw 1989). En este caso, algunas características de la biología de la especie (p.e. dieta muy especializada, fuerte asociación



Figura 5. La presión de pastoreo ejercida por el ganado suele impedir la regeneración natural del palmar de Yatay, el cual envejece y tiende a desaparecer (A. Azpiroz)

a microhábitats específicos tales como barrancas y acantilados, baja tasa reproductiva) habrían resultado en una susceptibilidad natural a la extinción. Otro factor relacionado es el de efectos genéticos negativos asociados a la probable baja variabilidad de la pequeña población (Sick 1985, Bertonatti 2001). Pero los resultados de un estudio genético reciente enfocado en el Guacamayo Jacinto (Faria et al. 2008) no apoyan esta última idea. También se han mencionado la acción de patógenos o incluso los efectos de fluctuaciones ambientales (Ridgely 1981). Por ejemplo, como consecuencia de cambios climáticos drásticos, la distribución y/o fenología de la palmera Yatay pueden haber variado, afectando la disponibilidad de alimento (Ridgely 1981). Existe evidencia de este tipo de fenómeno durante el Pleistoceno y Holoceno (Barnsoky y Lindsey 2010). Por último, la desaparición de gran parte de la megafauna sudamericana al final del Pleistoceno también habría resultado en impactos negativos, por un lado eliminando oportunidades de alimentación para los guacamayos (ver Biología) y por otro afectando a los palmares de Yatay, dado el rol que

cumplían estos animales en la dispersión de semillas (Faria et al. 2008). Aunque los factores desencadenantes son otros, la escasez de alimento (dátiles de palmera) es una de las principales amenazas que enfrenta el Guacamayo de Lear (Guedes 2004).

Un análisis alternativo del proceso de extinción del Guacamayo Azul asume un rol preponderante de los cambios generados por el hombre. En este caso, los principales factores de disminución habrían sido la destrucción de palmares a gran escala asociada a la ganadería y la agricultura, así como la tala de bosques ribereños, los disturbios de las áreas de nidificación (como consecuencia del aumento de actividad a lo largo de los ríos Paraná y Uruguay) y la persecución y explotación directa (Collar et al. 1992, Pittman 1992, Yamashita y Valle 1993, Bertonnatti 2001, Chebez 2008a, Teixeira y Papavero 2016). Bajo la presión del pastoreo los palmares tienden a envejecer y a reducirse (Yamashita y Valle 1993; Fig. 5). El ganado también puede haber competido por el consumo de los frutos de Yatay, como sucede en el caso del Guacamayo de Lear (Yamashita 1987). Asimismo, se ha sugerido que los daños ambientales generados por la Guerra de la Triple Alianza (en la segunda mitad del siglo XIX), también podrían haber contribuido a la declinación (Pittman 1992, Bertonnatti 2001). Evidencia histórica y datos anecdóticos sugieren que podría haber sido perseguida como plaga para la agricultura (Teixeira y Papavero 2016) e indican que la especie era mantenida como mascota y cazada para consumo (d'Orbigny 1835, Sánchez Labrador 1968). Para algunos especialistas, el comercio ilegal incluso podría haber sido un factor determinante (Marini y Garcia 2005). Si la población global era relativamente reducida como se piensa, es posible que estas últimas actividades hayan tenido un impacto significativo (Chebez 2008a). En tiempos recientes, la construcción de represas hidroeléctricas afectó áreas de bosques en los grandes ríos que habitaba (Pittman 1992), pero es muy probable que para entonces el Guacamayo Azul ya estuviera extinto.

Medidas de Conservación

El Guacamayo Azul está incluido en el Apéndice I de CITES. Dado el estatus actual de la especie es poco lo que se puede proponer en términos de conservación (por esta razón, no se definen medidas prioritarias).

A nivel general, se podrían relevar sitios remotos con características de hábitat adecuadas (bosques ribereños con barrancas, preferentemente con palmares en las inmediaciones) con el objetivo de localizar alguna población relictual. En el caso de Uruguay, como ya se mencionó, las posibilidades en este sentido son casi nulas. Considerando la poca información disponible, las búsquedas podrían enfocarse en el norte y noreste del país en los meses de primavera y verano.

En caso de que eventualmente se localizara una población en alguna parte de su área de distribución, luego de una recuperación significativa, se podrían generar las condiciones para una re-introducción en Uruguay. Este tipo de proyectos son extremadamente com-

plejos pero el objetivo final lo ameritaría. Una iniciativa de este tipo haría necesario la protección efectiva de un área extensa de palmares de Yatay, ecosistema no amparado en la actualidad por el Sistema Nacional de Áreas Protegidas. En la zona de Quebracho, Paysandú existen algunos relictos que cuentan con protección privada y que se encuentran en proceso de recuperación.

Notas

¹ Considerando los métodos de medición utilizados en tiempos de Azara se estima que estos valores de latitud podrían tener un error de 0.5° (Yamashita y Valle 1993).

² Existen algunas discrepancias respecto de este registro. En cuanto a la localidad se mencionan dos alternativas: a) 10 km al sur de Bella Unión sobre la antigua carretera a Salto (Collar et al. 1992); o b) 8 km al sur de Bella Unión en la carretera que une esta última localidad con Artigas (Bertonatti 2001). No existe una carretera que una Bella Unión con Artigas directamente. La única carretera que corre con dirección al sur desde Bella Unión es la Ruta 3, que llega a la ciudad de Salto. En las inmediaciones de Bella Unión, tanto la versión antigua de la Ruta 3 como la moderna, tienen el mismo recorrido (F. Lapitz in litt. 2015). En cualquier caso, ambas alternativas refieren a un sitio ubicado a unos 8-10 km al sur de Bella Unión. Con respecto a la fecha, algunos autores (p.e. Silva 1989, Bertonatti 2001) citan el registro como realizado en 1950 (ver Collar et al. 1992).

³ El sitio de la observación es aproximado ya que Vaz-Ferreira habría tenido dificultades en ubicar con precisión el lugar en visitas posteriores a la zona (Bertonatti 2001).

⁴ Este registro parece haber generado dudas a R. Vaz-Ferreira (ver Recuadro 2 en Bertonatti 2001).

⁵ Al mencionar a "otros guacamayos azules" aparentemente se estaría refiriendo a otras especies del género *Anodorhynchus*.

⁶ La frase "guacamayos azules" (en minúsculas) refiere a las especies del género *Anodorhynchus*.

CR

GAVIOTÍN REAL

Thalasseus maximus maximus (Boddaert, 1783)

Matilde Alfaro, Sebastián Jiménez y Javier Lenzi



Figura 1. Gaviotines Reales en plumaje alterno o “reproductivo”, mostrando la parte superior de la cabeza completamente negra (A. Azpiroz).

Otros nombres comunes

Charrán Real (del Hoyo et al. 1996), **Inglés:** Royal Tern.

Etimología

Thalasseus refiere a “thalassios” del griego que significa marítima y “thalassa” que significa mar; *maximus* del latín significa máximo o mayor en alusión a su tamaño relativo entre los gaviotines.

Taxonomía y Sistemática

Sinónimos: *Sterna maxima* (Claramunt y Cuello 2004).

El Gaviotín Real pertenece al Orden Charadriiformes, familia Laridae, subfamilia Sterninae (Bridge et al. 2005, Jackson et al. 2012). El género *Thalasseus*, que representa a los gaviotines crestados, está integrado por seis especies: *T. bengalensis*, *T. bergii*, *T. bernsteini*, *T. elegans*, *T. sandvicensis*, *T. acuflavidus* y *T. maximus*. Dentro de esta última se reconocen dos subespecies, *T. m. albididorsalis* que se distribuye a lo largo de la costa Atlántica de África, y *T. m. maximus* distribuido a lo largo de la costa Atlántica y Pacífica en las Américas (Escalante 1985, del Hoyo et al. 1996).

Categoría UICN Global: LC (BirdLife International 2017).

Tiene una amplia distribución, su tamaño poblacional global es muy grande y su tendencia poblacional parece estar estable.

Categoría UICN Nacional: CR B2ac(v) (Azpiroz et al. 2012a)

El Gaviotín Real presenta una única población reproductiva en el grupo de Islas de la Coronilla, Rocha, Uruguay con una población de al menos 350 parejas (Lenzi et al. 2010). Se trata de una sola población (=subpoblación) y se estima que el número de individuos adultos es menor a 1000. El área de ocupación (área de reproducción) es menor a 10 km², presenta variaciones en el número de individuos maduros y se reproduce en una sola localidad (Lenzi et al. 2010). Por lo tanto, la población presente en Uruguay cumple con los criterios B2ac(v) de CR y D1 de VU. Debido a que las colonias más cercanas se encuentran a más de 1000km y presentan diferente cronología (Lenzi et al. 2010, Yorio y Efe 2008), la inmigración desde otras colonias parece poco probable.

Proporción de la Población Global en Uruguay: El tamaño de la población global fue estimado en 139.000 individuos (Wetlands International 2017). Considerando que la población uruguaya no superaría los 1000 individuos, la misma representaría, como máximo, aproximadamente un 0.7% de la población global.

Descripción

El Gaviotín Real es uno de los más grandes de su género alcanzando un largo total de entre 45 y 51cm (del Hoyo et al. 1996). El plumaje de ambos sexos es igual y presenta diferentes fases dependiendo de la edad y del estado reproductivo. En plumaje nupcial la cabeza, que incluye frente, corona y cresta, es de color negro (Fig 1). La coloración general del



Figura 2. Gaviotín Real en plumaje básico o “de reposo”; la frente y corona son blancas (A. Azpiroz).

cuerpo es grisácea, con una banda gris oscuro en las primarias externas del ala. El pecho y el abdomen son blancos. La cola es ahorquillada con las rectrices de color gris pálido. En plumaje de reposo la frente pierde su color negro quedando totalmente blanca y las plumas de la corona y nuca quedan de color blanco dando un aspecto estriado (Fig 2). El pico es de color naranja, a veces rojizo. Las patas y el iris son negros. El inmaduro (entre uno y cuatro años) es muy similar al adulto en plumaje de reposo pero el estriado de la corona es grisáceo, la cresta negra opaca y el pico es amarillo pálido (Escalante 1970). El juvenil (menor a un año) presenta una coloración similar al inmaduro pero las partes que son negras pálidas en el inmaduro son gris pardo en el juvenil y las partes blancas del inmaduro son blanco crema en el juvenil (Escalante 1970). Los pichones y volantones (hasta un mes de vida) tienen una coloración variable que puede ser blanca inmaculada, crema con manchas negras o de color oscuro uniforme (Escalante 1970).

Distribución

La subespecie *T. m. maximus* se distribuye a lo largo de la costa en Norte América y Sudamérica, desde Washington (Estados Unidos) hasta el sur de Perú por el Océano Pacífico y desde Texas (Estados Unidos) hasta el norte de la Patagonia (Argentina) por el Atlántico; y la subespecie *T. m. albidorsalis* por la costa Atlántica de África, desde Marruecos hasta Namibia (del Hoyo et al. 1996). Su distribución reproductiva en América del Norte se extiende desde California (Estados Unidos) hasta Sinaloa (México) por el Océano Pacífico y desde Maryland hasta Texas (Estados Unidos) por el Atlántico. También reproduce en el Mar Caribe hasta las Guayanas y en Sudamérica desde el sur de Brasil, Uruguay y hasta la Patagonia (Argentina) (del Hoyo et al. 1996, BirdLife International 2017). En África re-

produce desde Mauritania hasta Guinea por la costa atlántica. En Uruguay se distribuye a lo largo de la costa oceánica y parte del estuario del Río de la Plata, en playas, puntas rocosas, islas costeras y sobrevolando bañados, lagunas costeras y arroyos próximos a la costa; desde los departamentos de Rocha hasta San José (Fig. 3). Hasta el momento existe una única colonia de nidificación en Uruguay ubicada en el Grupo de Islas de la Coronilla, Rocha. Las localidades donde ha sido registrada la especie en Uruguay son: **Ca-**

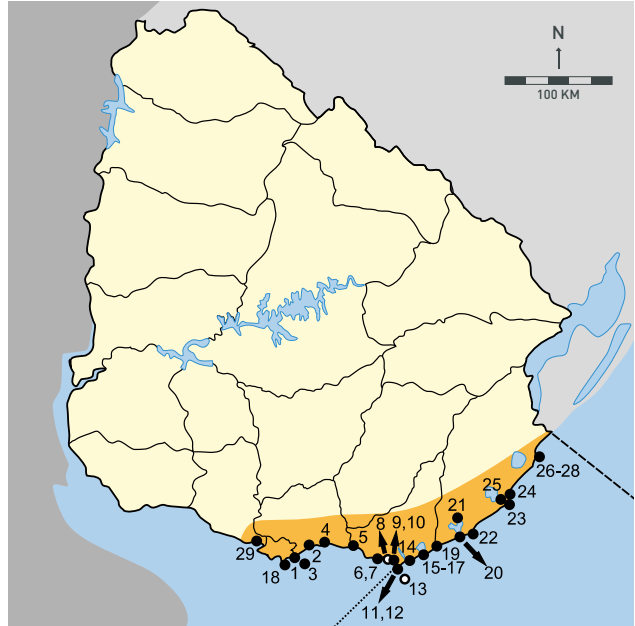


Figura 3. Distribución general del Gaviotín Real en Uruguay. Los puntos blancos corresponden a registros anteriores al año 2000 y los puntos negros representan a registros del 2000 en adelante.

nelones: 1) Arroyo Carrasco. 2) Arroyo Pando. 3) Isla de Flores.

4) Arroyo Solís Chico. **Maldonado:** 5) Arroyo Solís Grande. 6) Punta Colorada. 7) Punta Negra. 8) Laguna del Sauce. 9) Punta Ballena. 10) Laguna del Diario. 11) Punta del Este. 12) Isla Gorriti. 13) Isla de Lobos. 14) Arroyo Maldonado. 15) Playa Buenos Aires. 16) Laguna de José Ignacio. 17) Roquedal de José Ignacio. **Montevideo:** 1) Desembocadura del Arroyo Carrasco. 18) Playa Pocitos y alrededores. **Rocha:** 19) Laguna Garzón. 20) Barra de la Laguna de Rocha. 21) Arroyo Rocha. 22) La Paloma. 23) Cabo Polonio. 24) Barra del Arroyo Valizas. 25) Laguna de Castillos. 26) Playa Cerro Verde. 27) Isla Verde e Islote Coronilla. 28) Playa La Coronilla. **San José:** 29) Playa Penino.

Fuentes: Escalante (1962): 1, 2, 8, 9, 14, 28; Escalante (1968): 1, 2, 8, 11, 15-18, 22, 29; Escalante (1970): 2, 5, 8, 13, 14, 16, 22, 28; Escalante (1984): 1; Cravino et al. (1999): 27; Caballero Sadi 2009: 1; Lenzi et al. 2010: 27; CNAA 2004-2015 Wetlands International: 2, 4-6, 10, 11, 14, 16-22, 24-29; J. Lenzi y M. Alfaro obs. pers. 2005, 2007, 2009-Proyecto Sterna Averaves: 26; 29; J. Lenzi, S. Jiménez y M. Alfaro obs. pers. 2005-Proyecto Sterna Averaves: 27; J. Lenzi, P. Laporta, N. Zaldúa y M. Alfaro obs. pers. 2005-Proyecto Sterna Averaves: 26; J. Lenzi, G. Cortés y M. Alfaro obs. pers. 2006-2007-Proyecto Sterna Averaves: 27; M. Abreu y M. Alfaro obs. pers. 2007, 2009-Proyecto Sterna Averaves: 27; S. Jiménez y M. Alfaro obs. pers. 2007-Proyecto Sterna Averaves: 27; S. Jiménez, M. Abreu y M. Alfaro obs. pers. 2007-Proyecto Sterna Averaves: 27; J. Lenzi, M. Abreu y M. Alfaro obs. pers. 2007-Proyecto Sterna



Figura 4. El Gaviotín Real (arriba centro) suele observarse asociado a otras especies costeras como gaviotas y gaviotines. En la imagen se observan varios Gaviotines Pico Amarillo *Thalasseus acutiflavus* y un Gaviotín Golondrina *Sterna hirundo* (abajo a la izquierda; A. Azpiroz).

Averaves: 26, 27; J. Lenzi y L. Liguori obs. pers. 2009-Proyecto Sterna Averaves: 27; J. Lenzi, L. Liguori y M. Alfaro obs. pers. 2009-Proyecto Sterna Averaves: 26; A. Azpiroz obs. pers.: 3, 6, 7, 11, 12, 16, 18, 20; S. Jiménez obs. pers.: 23; Anexo 1.

Con base en la frecuencia de registros, las localidades más importantes para la especie son: Playa Penino, Alrededores de Playa Pocitos (especialmente La Estacada), Punta del Este, Arroyo Maldonado, lagunas José Ignacio (y alrededores), Garzón y de Rocha e Islas de La Coronilla y alrededores. Estas últimas son particularmente importante por ser la única área de cría en el país.

Biología

El Gaviotín Real se puede observar a lo largo de la costa marina o estuarina, en vuelo o posado descansando. Como sitio de descanso prefiere las puntas rocosas y los bancos de arena que se forman en la desembocadura de los ríos, arroyos y barras de las lagunas costeras (Escalante 1970, del Hoyo et al. 1996). También se lo puede observar posado en playas abiertas pero en menor número. En época reproductiva realiza despliegues nupciales y cortejo en playas o bancos de arena (Lawrence 1981). Generalmente se lo observa en bandos mixtos con otras especies de gaviotines y gaviotas (Fig. 4; Escalante 1970).

Se alimenta principalmente de peces y en menor medida de calamares, cangrejos y camarones (Escalante 1970, del Hoyo et al. 1996, Aygen y Emslie 2006, Gatto y Yorio 2009). El tamaño de sus presas puede variar entre 3 y 20cm, siendo las presas más pequeñas destinadas a la alimentación de sus pichones (Fig. 5; Escalante 1970, Escalante 1985, del Hoyo et al. 1996, Aygen y Emslie 2006, Gatto y Yorio 2009). Tanto en Estados Unidos como en el sur de Argentina y Uruguay sus presas principales son las anchoas (*Engraulis anchoita* y

Anchoa spp.), aunque también consume grandes cantidades de pejerrey (*Odontestes* spp.) en Argentina y otras especies como *Brevoortia tyrannus*, *Opisthonema oglinum* y *Alosa* spp. en Estados Unidos (Escalante 1985, Wambach y Emslie 2003, Aygen y Emslie 2006, Gatto y Yorio 2009). Se ha visto que el Gaviotín Real puede ser cleptoparásito dentro de su misma especie y con otras especies como el Gaviotín Pico Amarillo (*T. acufflavidus*), aunque también puede ser cleptoparasitado por la Gaviota Cocinera (*Larus dominicanus*) (Quintana y Yorio 1997a, Quintana y Yorio 1999).

Nidifica en colonias densas que pueden ser monoespecíficas o mixtas con otras especies de gaviotines como el Gaviotín Pico Amarillo o el Gaviotín Elegante (*T. elegans*) (Figs. 6; del Hoyo et al. 1996, Quintana y Yorio 1997b, Yorio 2005, Collins y Doherty 2006, Lenzi et al. 2010). El tamaño de las colonias es muy variable, desde unas pocas parejas hasta 11.000, aunque la mayoría varían entre 100 y 4.000 (del Hoyo et al. 1996, Quintana y Yorio 1997b, Yorio 2005, Collins y Doherty 2006, Lenzi et al. 2010). Dentro de una misma región suelen cambiar de sitio de nidificación de un año a otro, aunque también se ha visto que cambien de sitio a lo largo de la temporada (Quintana y Yorio 1997b, Quintana y Yorio 1998, Yorio 2005). También se han observado cambios en el número de individuos reproductivos de un año a otro en una misma colonia (Quintana y Yorio 1997b, M. Alfaro, S. Jiménez y J. Lenzi obs). Estudios recientes, en colonias de Estados Unidos, muestran que a pesar de la alta fidelidad al sitio de reproducción que presentan los individuos de cada región, existe flujo génico entre distintas colonias (Jackson et al. 2012). Esto podría explicar la variabilidad observada en el número de individuos entre años, dada por el intercambio entre distintas colonias; aunque otros factores ambientales relacionados con cambios el sustrato de nidificación o la presión de depredación pueden también estar relacionados (Jackson et al. 2012).

Durante el cortejo, machos y hembras realizan despliegues estirando su cuello y realizan-



Figura 5. La dieta del Gaviotín Real está compuesta fundamentalmente por peces que atrapan mediante zambullidas desde cierta altura (A. Azpiroz).

do carreritas en la playa, vuelos nupciales y ofrendas de alimento hasta que consiguen pareja, la cual mantienen durante la temporada (Lawrence 1981). Para nidificar prefiere lugares poco accesibles y con buena visibilidad como islas e islotes cercanos a la costa y playas remotas (Buckley y Buckley 1972, del Hoyo et al. 1996, Quintana y Yorio 1997b, Quintana y Yorio 1998, Yorio 2005, Lenzi et al. 2010). El nido es una simple depresión en el suelo y el sustrato puede ser arena, conchilla o pasto. La disposición de los nidos en la colonia presenta un patrón hexagonal, estrategia que podría ser útil para disminuir la interacción intraespecífica (del Hoyo et al. 1996, Quintana y Yorio 1997b, Quintana y Yorio 1998, Yorio 2005, Lenzi et al. 2010). Ponen en promedio 1 huevo por nido, el período de incubación dura unos 30 días y los pichones abandonan el nido a los pocos días de nacidos (Fig. 7; del Hoyo et al. 1996, Quintana y Yorio 1997b, Quintana y Yorio 1998, Yorio 2005, Lenzi et al.



Figura 6. Colonias reproductivas en el departamento de Rocha: A) Islote Coronilla, temporada 2007 (nótese individuo sobre el huevo, abajo centro) (M. Alfaro, Proyecto Sterna-Averaves); B) Isla Verde, temporada 2005 (J. Lenzi y S. Jiménez, Proyecto Sterna-Averaves).



Figura 7. Pichón de Gaviotín Real en uno de los nidos del Islote Coronilla (M. Alfaro, Proyecto Sterna-Averaves).

2010). Una vez que abandonan el nido, los pichones forman grupos o guarderías que permanecen rodeados de adultos para protegerse de los depredadores (del Hoyo et al. 1996, Quintana y Yorio 1997b, Quintana y Yorio 1998, Yorio 2005, Lenzi et al. 2010).

El Gaviotín Real realiza movimientos postreproductivos que, en algunos casos puede llegar a superar los 5.000 km de distancia (Sanders y Ray 2015). Estos movimientos son realizados por individuos adultos de más de 3 años. Este podría ser el motivo por el cual se observan individuos a lo largo de todo el año en gran parte de su distribución (Sanders y Ray 2015).

En Uruguay el Gaviotín Real puede ser observado durante todo el año a lo largo de la costa (Escalante 1970). Además existe una población nidificante, que hasta el momento ha sido registrada en una sola localidad, el grupo de Islas de la Coronilla (Isla Verde e Islote Coronilla) (Cravino et al. 1999, Lenzi et al. 2010). La temporada de reproducción se extiende desde Agosto hasta Noviembre y el máximo número de nidos registrados hasta el momento es de ~ 350 (Lenzi et al. 2010), sin embargo, datos recientes sugieren un valor superior (M. Alfaro, S. Jiménez y J. Lenzi obs. pers.). Al igual que se ha observado en otras colonias, presenta variaciones en el número de individuos de un año a otro (M. Alfaro, S. Jiménez y J. Lenzi obs. pers.).

Estado de Conservación

La población reproductiva de Uruguay fue considerada como En Peligro Crítico, entre otras cosas, por estar muy alejada de las colonias conocidas en Brasil (a unos 1400km) y las de Argentina (1700km), lo cual supondría un aislamiento genético (Yorio 2005, Yorio y Efe

2008, Azpiroz et al. 2012a). Estudios recientes en poblaciones de Estados Unidos a lo largo de casi 30 años, han demostrado que algunos individuos pueden desplazarse grandes distancias desde las colonias donde nacieron y que existe flujo genético entre estas colonias (Jackson et al. 2012, Sanders y Ray 2015). Esta situación refuerza la necesidad de conocer el grado de aislamiento reproductivo de la colonia de Uruguay en relación a las de la región con el fin de determinar y comprender más a fondo su estatus y posibles acciones para su conservación.

A su vez, el tamaño de esta población es muy reducido (~ 1000 individuos) lo cual la hace vulnerable a la estocasticidad demográfica. Asimismo, esta colonia podría responder a cambios en las condiciones ambientales. El efecto aislado o combinado de la degradación de su reducido hábitat de reproducción, por ejemplo, por el acceso de personas a las islas, la alta tasa de depredación por parte de la Gaviota Cocinera (Fig 8; Lenzi et al. 2010) y posibles fluctuaciones en la disponibilidad de presas, entre otros podrían afectar rápida y negativamente la tasa de crecimiento poblacional.

Amenazas

Las principales amenazas que enfrenta el Gaviotín Real son en los sitios de nidificación. Es una especie muy sensible a los disturbios humanos, pudiendo abandonar sus nidos si el disturbio es muy grande o prolongado en el tiempo (Escalante 1985, Yorio 2005, Emslie et al. 2009). La sobrepesca de anchoas, podría haber sido una de las causas de la disminución poblacional observada en algunas colonias (Yorio 2005). La depredación de huevos o pichones por especies invasoras como pequeños roedores o por otras especies de aves oportunistas como las gaviotas, pueden causar desastres en las colonias reduciendo el éxito reproductivo e incrementando la mortalidad de adultos y pichones (Emslie et al. 2009, Quintana y Yorio 1997b).

Actualmente, la principal amenaza observada que enfrenta la población de Uruguay es la alta tasa de depredación de huevos por parte de la Gaviota Cocinera (*Larus dominicanus*), especie que también reproducen en el Grupo de Islas de la Coronilla (Lenzi et al. 2010). La competencia por el sitio de nidificación con la Gaviota Cocinera ha sido reportada como otra amenaza para el Gaviotín Real en Argentina (Yorio y Quintana 1998). Esta interacción también ha sido propuesta como una potencial amenaza para la colonia de Gaviotín Real en Uruguay (Lenzi et al. 2010). La colecta de huevos, junto con los de Gaviota Cocinera, pudo ser una importante amenaza en el pasado. Sin embargo, no se tiene información al respecto en la actualidad.

En los sitios de alimentación y descanso fuera de la temporada reproductiva, presenta las mismas amenazas que enfrentan las especies que utilizan esos mismos hábitats como son pérdida y modificación del hábitat por el crecimiento urbano, disturbios por las actividades turísticas, contaminación, etc. El incremento de la actividad portuaria en el Departamento



Figura 8. Colonia reproductiva en el Islote Coronilla; nótese la presencia de Gaviotas Cocineras en los alrededores de la colonia (J. Lenzi, Proyecto Sterna-Averaves).

mento de Rocha, podría alterar el acceso al alimento a causa del aumento en la turbidez del agua y/o calidad del alimento (Lenzi 2013), y producir contaminación por hidrocarburos y metales pesados. A su vez, cualquier actividad en la zona que afecte la disponibilidad de alimento de origen antrópico (p.e. basura) podría fomentar la expansión de las poblaciones locales de Gaviota Cocinera profundizando las amenazas a la única población reproductiva de Gaviotín Real (Lenzi 2013).

Medidas de Conservación

A nivel nacional la especie está amparada por la Ley de Fauna (No. 9481). El Decreto 447/996 estableció al grupo de islas de la Coronilla, único sitio de reproducción de la especie, dentro del Parque Nacional Islas Costeras. Posteriormente, varias áreas costeras usadas por la especie fueron incluidas dentro del Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP). Las áreas protegidas utilizadas por el Gaviotín como sitio de alimentación y descanso son Laguna de Rocha, Laguna Garzón, Laguna de Castillos y el área de Cerro Verde. Cabe destacar que el grupo de islas de la Coronilla que se encuentra dentro del área protegida de Cerro Verde (Decreto 285/11). Dentro de esta área, no solo se encuentra la colonia sino que también sus playas son utilizadas por los gaviotines para los despliegues de cortejo previo a la formación de la colonia. Además el área protegida incluye 5 millas náuticas de territorio marino, protegiendo parte de sus zonas de forrajeo durante la reproducción.

Medidas Prioritarias

- 1) No realizar visitas recreativas o con fines pesqueros a las Islas de la Coronilla durante los meses de reproducción del Gaviotín (agosto-noviembre).
- 2) Continuar con los estudios ecológicos de esta especie durante el período reproductivo y no reproductiva.
- 3) Realizar conteos anuales de la colonia de nidificación en Islas de la Coronilla.

Es importante que durante los meses de reproducción (agosto-noviembre) no se realicen visitas a las islas a menos que sean con fines de investigación. Debido a su alta sensibilidad a la presencia humana en el sitio de reproducción, el acceso de personas a las islas de la Coronilla causa vuelos de pánico en los adultos y movimiento en los pichones facilitando la depredación de huevos y pichones por la Gaviota Cocinea y potencialmente el abandono de nidos (Escalante 1985, Yorio 2005, Emslie et al. 2009).

Se recomienda continuar con los trabajos de investigación sobre ecología reproductiva del Gaviotín Real en Uruguay, así como estudiar su ecología trófica, su interacción con la Gaviota Cocinera, y su dispersión post reproductiva. Es importante generar un monitoreo a mediano-largo plazo del tamaño poblacional a fines de determinar la tendencia de ésta población.

Adrián B. Azpiroz



Figura 1. Tijereta de las Pajas macho mostrando el plumaje característico de la época reproductiva (A. Terán).

Otros nombres comunes

Tijerita Real (Barrows 1883b), Yetapá de Collar (Narosky e Yzurieta 1987, Azpiroz 2001, Dos Santos Molinari 2003) Yetapá Coludo, Coludo (Chebez et al. 2008), Tijereta de los Pajonales (S. Magno en Chebez et al. 2008: 335). Inglés: Strange-tailed Tyrant.

Etimología

Alectrurus (G.) hace referencia a la singular cola del Yetapá Chico *A. tricolor* (pariente cercano de la Tijereta de las Pajas) que recordaría a la de un gallo (alektruon, gallo doméstico y oura, cola; *risora* sería un derivado de un vocablo portugués que significa "burlón" (Jobling 2017).



Figura 2. Tijereta de las Pajas macho en plumaje de reposo, con la garganta emplumada blanca (A. Azpiroz).

Taxonomía y Sistemática

Sinónimos: *Muscicapa risora* (Vieillot y Oudart 1834), *Alectrurus guiru-yetapa* (Gibson 1885), *Alectrurus risorius* (Tremoleras 1920), *Yetapa risorus* (Wetmore 1926), *Yetapa risora* (Cory y Hellmayr 1927, Cuello y Gerzenstein 1962, Gore y Gepp 1978).

La Tijereta de las Pajas es un miembro de la subfamilia Fluvicolinae, uno de los grupos principales de la familia Tyrannidae (Tello et al. 2009). Comparte el género *Alectrurus* con *A. tricolor*. Según Wetmore (1926) las características de la cola y largas y finas uñas son muy diferentes a las de *A. tricolor* como para justificar su inclusión en géneros diferentes. Incluso considera que su morfología lo acerca más al Yetapá Grande (*Gubernetes yetapa*) que al Yetapá Chico. A pesar que a veces ha sido tratado en su género propio, *Yetapa* (Collar et al. 1992), se ha argumentado que sus hábitos y caracteres morfológicos (pico, timoneras modificadas) sugieren una relación estrecha con el Yetapá Chico (Short 1975). En la actualidad esta última opinión es la que prevalece (del Hoyo et al. 2016, Rensen et al. 2017). Estudios moleculares señalan que estos dos *Alectrurus* con colas inusuales están estrechamente emparentados principalmente con el Yetapá Grande y también con las lavanderas (*Arun-dinicola*, Fluvicola) y el Churrinche (*Pyrocephalus rubinus*) (Tello et al. 2009). Es una especie monotípica y las poblaciones actuales no presentan estructuración genética (Di Giacomo y Di Giacomo 2015).

Categoría UICN Global: VU A2c+3c+4c (BirdLife International 2017).

La categorización y criterios reflejan la gran contracción en el área de distribución que se presume estuvo acompañada por una marcada declinación poblacional. Se espera que la reducción continúe debido a que su hábitat sigue siendo modificado por las actividades agropecuaria y forestal.

Categoría UICN Nacional: CR C2a(i); D (Azpiroz et al. 2012a).

Habría sido relativamente común en Uruguay en el pasado. Existen muy pocos registros recientes. Utiliza pastizales altos que han sufrido y siguen sufriendo grandes alteraciones producto de las actividades agrícola, forestal y ganadera (Collar et al. 1992, Azpiroz 2001, Di Giacomo y Di Giacomo 2004). Esta pérdida de hábitat sin duda ha afectado negativamente a sus poblaciones. Cumple con los criterios C2a(i) y D de CR; la población es pequeña y está declinando, se estima que el tamaño de la población en el país es menor a 50. También cumple el criterio B2ab(ii,iii,iv,v) de EN ya que se estima que su área de ocupación es menor a 500 km², estaría actualmente restringida a muy pocas localidades (<5) y se asume que continúa la disminución del área de ocupación, la calidad de hábitat, el número de localidades y el número de individuos maduros. Es una especie nidificante (Gibson 1885). Clasificada como “en peligro” en Argentina (MADS y Aves Argentinas 2015) y habría desaparecido de Rio Grande do Sul (Bencke et al. 2003). Dado este contexto regional no se alteró la clasificación preliminar.

Proporción de la Población Global en Uruguay: Desconocida, pero sin duda es muy pequeña en la actualidad (seguramente inferior al 1%, menos de 50 individuos maduros), dados los escasos registros recientes.

Descripción

Es una especie con marcado dimorfismo sexual. El macho mide unos 31 cm y pesa unos 24 gr.; la hembra mide unos 20 cm y pesa unos 22 gr. (Narosky e Yzurieta 1987; Di Giacomo y Di Giacomo 2004). El macho en plumaje alterno muestra la cabeza, lomo y banda pectoral negros y las cobertoras menores blanco grisáceas formando una franja en el ala plegada. La rabadilla también es blanco grisácea (Fig. 1). Previo a la época reproductiva los machos adultos pierden las plumas de la garganta y la piel se torna anaranjada (Di Giacomo y Di Giacomo 2004). El vexillo interno en cada una de las dos timoneras externas largas son anchos (Hudson 1920). El pico es anaranjado y las patas negras. El macho en plumaje básico muestra coloración parda en las partes superiores y blanca en las partes ventrales. La garganta emplumada es blanca. Las dos timoneras largas son más angostas que en el plumaje alterno (Fig. 2). La hembra es parda, más clara ventralmente, con garganta blanca



Figura 3. La Tijereta de las Pajas hembra también presenta timoneras largas, pero carecen de las proyecciones ensanchadas típicas del macho en plumaje reproductivo (L. Si Saber).

(Fig. 3). Presenta una banda pectoral y flancos acanelados y timoneras también muy largas y finas con un leve ensanchamiento en las puntas. Pico y patas similares al macho. El macho joven (hasta un año) presenta un plumaje parecido al de la hembra hasta que cambian las dos timoneras por las del macho adulto y se les marca el collar negro (Holland y Sclater 1893). Durante esta etapa de transición se pueden observar individuos con características intermedias (incluyendo timoneras de diferente morfología). Este patrón generó confusión en Azara (1805) quien llegó a sospechar que existían individuos hermafroditas.

Distribución

Es rara o ha desaparecido de la mayor parte de su antiguo rango de distribución (especialmente en la parte sur) en Argentina, Brasil y Uruguay (Collar et al. 1992). La población actual se encuentra principalmente en el norte de Argentina (Corrientes y Formosa, con registros mas puntuales para Chaco, Misiones y Entre Ríos) y sur de Paraguay (Presidente Hayes, rara al este del río Paraguay excepto al sur de los departamentos de Ñeembucú y Misiones). Existen registros recientes aislados para Uruguay y sur de Brasil (Collar et al. 1992, Di Giacomo y Di Giacomo 2004). Históricamente su distribución podría no haber sido continua sino asociada a áreas específicas con adecuadas condiciones de hábitat (Di Giacomo y Di Giacomo 2004). Para Uruguay las localidades conocidas son las siguientes (Fig. 4): **Colonia:** 1) Punta Gorda, al sur de Nueva Palmira. **Maldonado:** 2) Alrededores de la Ciudad de Maldonado. **Paysandú:** 3) Alrededores de la Ciudad de Paysandú. **Rocha:** 4) San

Luis al Medio. **San José:** 5) Playa Pascual.

Fuentes: d'Orbigny (1839): 2; Gould (1841): 2; Gibson 1885: 3; Arballo y Gambarotta (1987): 5; Collar et al. (1992): 3; F. Ocampo y Á. Jaramillo in litt. (2015): 4; Dos Santos Molinari (2003): 1; Anexo 2.

Además ha sido citada para Flores (Tremoleras 1920) y fue observada en Soriano el 4 Abr 1955 por E. Gerzenstein (en Cuello y Gerzenstein 1962, sin mención de localidad precisa). Existe también un probable registro en Playa Penino (cerca

de la localidad 5) (Set 1995; L. Joseph com. pers.) y otro en los alrededores del aeropuerto de Carrasco, Canelones (Dic 2012; L. Hernández com. pers.). Claramunt y Cuello (2004) también mencionan Río Negro, seguramente con base en el mapa de distribución potencial presentado por Azpiroz (2001) (Claramunt y Cuello 2004: 3).

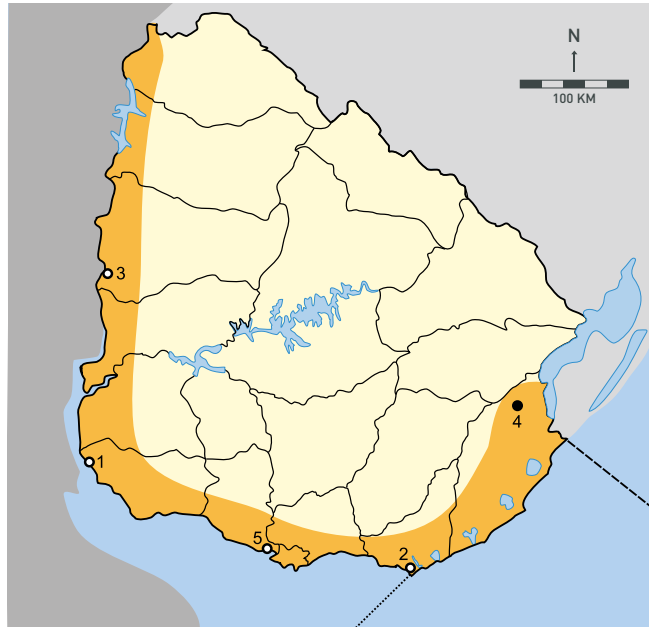


Figura 4. Distribución de la Tijereta de las Pajas en Uruguay. Los puntos blancos corresponden a registros anteriores al año 2000 y los puntos negros representan registros del 2000 en adelante.

Biología

Hasta hace poco tiempo los datos biológicos sobre la Tijereta de las Pajas eran escasos. Pero estudios pormenorizados realizados en el noreste argentino han generado gran cantidad de información en los últimos 20 años. Habita pastizales y pajonales, a veces cerca de bordes de selvas, vegetación palustre de esteros, vegetación arbustiva y palmares (Hudson 1920, Short 1975, Collar et al. 1992, Di Giacomo y Di Giacomo 2004, Di Giacomo 2005, Di Giacomo et al. 2010). Sus asociaciones de hábitat pueden variar entre localidades, prefiriendo diferentes tipos de comunidades de pastos según la zona. En algunas partes de Argentina es frecuente en campos altos con comunidades de gramíneas de porte alto (1-2 m) tales como el espartillo (*Elionorus muticus*, *Aristida jubata*), Chajapé (*Imperata brasiliensis*) y Paja Colorada (*Andropogon lateralis*) y la presencia de diversas herbáceas latifoliadas (Di Giacomo y Di Giacomo 2004). En otras áreas prefiere campos bajos y húmedos con Paja Colorada y *Paspalum* spp. como especies dominantes (Di Giacomo y Di Giacomo 2004, Di Giacomo et al. 2010). En Formosa la gran mayoría de los nidos se ubicaron en

campos altos (Di Giacomo y Di Giacomo 2004). Está asociada fundamentalmente a pastizales nativos pero también ha sido observado en campos de pastos introducidos (Collar et al. 1992). Hay poca información específica para Uruguay. En Paysandú, a fines del siglo XIX, se la encontró (incluso nidificando) en áreas de pastizal alto con cardales y árboles aislados (Gibson 1885). En tiempos más recientes, se la observó en San José en un área de bañados rodeada de campos inundables y praderas con vegetación psamófila. En este lugar un macho posaba en pajas y pastos altos (Arballo y Gambarotta 1987). En Soriano se encontró a una pareja posada en un árbol justo a la margen del río Uruguay (Dos Santos Molinari 2003). Por último, también se ha sugerido una asociación con pastizales de *Paspalum* sp. en nuestro país (Di Giacomo et al. 2010) pero aparentemente sin una vinculación a registros concretos. En Argentina se la registró en el ex-aeródromo de Cataratas de Iguazú (Chebez et al. 2008) y uno de los registros sin confirmar de Uruguay (L. Hernández com. pers.) correspondió a las inmediaciones del Aeropuerto de Carrasco, Canelones.

Son aves de hábitos sociables que suelen reunirse en grupos de 20 y hasta 50 individuos, especialmente en invierno (Azara 1805, Di Giacomo y Di Giacomo 2004, BirdLife International 2017). A menudo también se observan varios individuos en proximidad durante la época de reproducción (Di Giacomo y Di Giacomo 2004). Los registros recientes en Uruguay involucraron individuos solitarios o parejas. Esto último coincide con los datos históricos reportados para la región pampeana argentina (Hudson 1920).

Se posan en perchas expuestas tales como matas de pasto, arbustos y alambrados (Gibson 1885, Di Giacomo y Di Giacomo 2004, Chebez et al. 2008). El vuelo es débil y basculante y recuerda al de una mariposa (Gibson 1885, Hudson 1920, Wetmore 1926); en el macho la cola flamea (Gibson 1885). El comportamiento del macho es más conspicuo siendo las hembras y juveniles más tímidos (Holland y Sclater 1893). La dieta es insectívora y obtienen sus presas tanto con vuelos cortos como en la vegetación o en el suelo (Gould 1841, Durnford 1878, Di Giacomo y Di Giacomo 2004). En Argentina se han registrado las siguientes presas: efemerópteros, odonatos, ortópteros, mántidos, coleópteros, orugas de lepidópteros y dípteros (Durnford 1878, Di Giacomo y Di Giacomo 2004). Los ortópteros podrían ser importantes durante la época reproductiva (Zermoglio et al. 2016). Un contenido estomacal de un individuo colectado en Maldonado, Uruguay, contenía una araña (*Lycosa* sp.) y coleópteros (Gould 1841). Se las ha observado siguiendo hormigas legionarias (*Labidus praedator*) y armadillos (*Euphractus sexcinctus*) atrapando los insectos que estos animales espantan al desplazarse (Di Giacomo y Di Giacomo 2007).

Con respecto a su biología reproductiva un estudio detallado realizado en Formosa, Argentina indica que en esa región tiene un período reproductivo extenso, nidificando entre mediados de setiembre y mediados de enero (Di Giacomo y Di Giacomo 2004). Es probable que la temporada reproductiva fuese algo más tarde (y corta) en la parte sur de su área de distribución. En Formosa, el comienzo de la temporada reproductiva coincide

con un aumento en la abundancia de artrópodos (Zermoglio et al. 2016). Los machos empiezan a perder las plumas de la garganta (la piel desnuda se torna rojo anaranjado) a fines de junio-principios de julio y luego comienzan los vuelos nupciales (Di Giacomo y Di Giacomo 2004). El macho corteja a la hembra volando en círculos a su alrededor mientras ésta permanece posada en una percha sobresaliente. Durante estos despliegues mantiene una posición vertical, realizando aleteos muy rápidos y con el pecho mirando hacia la hembra (Holland y Sclater 1893). Otro despliegue menos frecuente consiste en un vuelo vertical con el cuerpo en posición horizontal, con la cola cerrada y elevada durante el ascenso y algo expandida en el descenso (Holland y Sclater 1893). Nidifica en grupos reproductivos (Chebez et al. 2008) y el sistema de apareamiento es conocido como poliginia social. Los machos defienden territorios relativamente pequeños (unas 2.3 ha) a los que suelen asociarse más de una hembra (Azara 1805, Di Giacomo et al. 2011b). Machos y hembras mantienen sus territorios dentro de la temporada reproductiva y suelen nidificar en las mismas áreas entre temporadas (Di Giacomo et al. 2011b; A. S. Di Giacomo in litt. 2017). El único dato de nidificación en Uruguay refiere a un nido con tres huevos encontrado a mediados de octubre (Gibson 1885). En Formosa la mayoría (61%) de los nidos fueron emplazados en Chajapé, la especie de pasto dominante en el área (Di Giacomo et al. 2011a,b). Algunas otras especies utilizadas en menor proporción fueron: *Paspalum plicatulum*, *Elionurus muticus*, *Andropogon selloanus* (Di Giacomo et al. 2011b). A la hembra le toma entre 7 y 14 días construir el nido que tiene forma de taza poco profunda y está compuesto por gramíneas secas, raíces y tallos herbáceos. Una vez comenzada la incubación lo recubre por dentro con raíces y fibras finas, pelos, exuvias de ofidios y lagartos, plumas y plumones (Gibson 1885, Di Giacomo y Di Giacomo 2004, Di Giacomo et al. 2011b; Fig. 5). El nido se encuentra oculto dentro de una mata de pasto a una altura de entre 10 y 90 cm



Figura 5. Al llegar la primavera la hembra es la encargada de la elaboración del nido. En la imagen acarreado pelo de Carpincho (A. Ocampo).

(Di Giacomo et al. 2011b). Tanto Gibson (1885) como Holland y Sclater (1893) mencionan nidos en el suelo. La puesta es de 3 huevos, a veces 2, de color blanco que son incubados por la hembra durante 16-18 días. Los pichones permanecen en el nido entre 11 y 14 días y su cuidado también está a cargo de la hembra exclusivamente (Fig. 6). Ésta continua alimentando a los pichones por unos 30 días luego que abandonan el nido (Di Giacomo y Di Giacomo 2004, Di Giacomo et al. 2011b). En Formosa solo un 23% de los nidos fue exitoso. La depredación fue el factor relacionado con la mayoría (75%) de los nidos que fracasaron mientras que las fuertes lluvias también produjeron abandonos de nidos inundados (Di Giacomo et al. 2011b). A pesar de que la mayoría de las hembras realizan varias posturas, la alta tasa de pérdida de nidos por lo general resulta en la producción de una sola nidada por temporada (Di Giacomo et al. 2011b). La muda ocurre después de la reproducción durante el verano y principios de otoño (Di Giacomo y Di Giacomo 2004, Di Giacomo 2005). Datos históricos sugieren que habría sido un migrador parcial, con algunas poblaciones residentes en el noreste argentino y otras migratorias (Di Giacomo y Di Giacomo 2004). Los desplazamientos mejor documentados son los que realizaban hacia el sur en la época estival. En el siglo XIX llegaban a Buenos Aires en setiembre-octubre y se retiraban en febrero-marzo; primero aparecían los machos y luego las hembras con juveniles del año anterior (Holland y Sclater 1893, Di Giacomo y Di Giacomo 2004). Las poblaciones que se desplazaban al sur habrían desaparecido a mediados del siglo pasado como consecuencia de la pérdida de hábitat (Di Giacomo y Di Giacomo 2004, Di Giacomo et al. 2015). En Uruguay, a pesar de que fue considerada como residente por Gore y Gepp (1978), las pocas fechas de registro disponibles se concentran principalmente en primavera y verano (octu-



Figura 6. La dieta de la Tijereta de las Pajas es insectívora. La hembra (abajo) es la encargada de alimentar a los crías (R. Güller).



Figura 7. La Tijereta de las Pajas esta asociada a pastizales altos y su protección y manejo es un componente clave de las estrategias de conservación que buscan beneficiar a esta ave. En la imagen un macho en los Esteros del Iberá, Corrientes (E. Di Fiore).

bre-abril). D'Orgigny (1839) comenta que llegaba en otoño a Corrientes y que se desplazaba al sur en primavera hasta Uruguay (alrededores de Maldonado específicamente)¹. Con respecto a esta última región, contrastan las observaciones de Darwin, quien visitó Maldonado en otoño e invierno y que menciona que era relativamente común (Gould 1841)². Estos datos apoyan la idea que también en Uruguay se trataba de un migrador parcial. En resumen, todas las poblaciones actuales, restringidas al noreste de Argentina, serían residentes (Collar et al. 1992, Di Giacomo y Di Giacomo 2004). Pero cabe destacar que los resultados de un estudio genético reciente sugieren que podría existir una dispersión de individuos entre núcleos de los Esteros del Iberá y Formosa (Di Giacomo et al. 2015). Esta observación también está apoyada por los patrones de registro de machos y juveniles anillados en Formosa los cuales no suelen ser observados en temporadas reproductivas posteriores (Di Giacomo et al. 2015).

Estado de Conservación

La población global está estimada en 10.000-20.000 individuos (incluyendo unos 6000 a 15.000 individuos maduros) con base en un análisis de los registros conocidos, reportes de

abundancia y rango de distribución. La población global estaría declinando rápidamente debido principalmente a la pérdida de hábitat (BirdLife International 2017).

Se estima que era una especie relativamente abundante a fines del siglo XIX, al menos en algunas áreas de su distribución como en la provincia de Buenos Aires (Holland y Sclater 1893) o los departamentos de Maldonado (Gould 1841) y Paysandú (Gibson 1885). Sin embargo a mediados del siglo XX Barattini (1945) ya no la menciona para esta última área. De hecho, durante el siglo pasado, su área de distribución se redujo en un 90% (Di Giacomo y Di Giacomo 2004). Históricamente estaba distribuido en una amplia región del sureste de Sudamérica, en el este y noreste de Argentina, sur de Paraguay, sur de Brasil y Uruguay. Había tres núcleos poblacionales principales asociados a diferentes eco-regiones: los pastizales templados de las Pampas, los pastizales del Chaco Seco y los pastizales subtropicales del Chaco Húmedo, incluyendo los Esteros del Iberá; este último es actualmente el más importante y el único donde la especie es residente (Di Giacomo y Di Giacomo 2004). Los datos de Uruguay son escasos pero es probable que las reducciones poblacionales en nuestro país hayan seguido un patrón similar a la de las vecinas poblaciones argentinas. Las poblaciones del centro-este de Argentina (Buenos Aires y mayor parte de Entre Ríos) habrían desaparecido en la segunda mitad del siglo XIX y primeras décadas del XX; las del norte del Entre Ríos y sur de Corrientes algunas décadas más tarde (Di Giacomo y Di Giacomo 2004). Los pocos registros de Uruguay son compatibles con la idea de una importante disminución poblacional en los tiempos sugeridos. En las últimas cuatro décadas solo se han producido contadas observaciones, aproximadamente una cada 10 años. Es posible que algunos de éstas correspondieran a individuos vagantes (Di Giacomo y Di Giacomo 2004) pero no debe descartarse la posibilidad que siga migrando a Uruguay en muy pequeños números durante la primavera. Uno de los registros de fines del siglo XX correspondió a una pareja. Existen varios registros esporádicos en el Parque Nacional El Palmar, Entre Ríos (Chebez et al. 2008), en la frontera con nuestro país.

En la actualidad las dos poblacionales más importantes se localizan en el este de Formosa y el en el nordeste de Corrientes (Di Giacomo y Di Giacomo 2004). En 1993 la población de Corrientes fue estimada en unos 23.000 individuos (Chebez et al. 2008) pero actualmente sería bastante menor (Di Giacomo y Di Giacomo 2004). Las aves que llegan a Uruguay probablemente provengan de esta última área.

Amenazas

A lo largo de su área de distribución se señala la pérdida de hábitat vinculada a la intensificación agropecuaria, como la principal amenaza que enfrenta esta ave (Collar et al. 1992, Chebez et al. 2008, Di Giacomo et al. 2010, BirdLife International 2017). En particular se han mencionado los impactos negativos de los cultivos, ganadería y forestación, que se traducen en la alteración y fragmentación de áreas dominadas por pastizales naturales (Collar

et al. 1992, Waller 2004, Chebez et al. 2008, Di Giacomo et al. 2010, Azpiroz et al. 2012b, BirdLife International 2017). Otros problemas relacionados son los de la introducción de pastos exóticos (Collar et al. 1992), el uso inadecuado de agrotóxicos (Collar et al. 1992, Chebez et al. 2008) y el drenaje de humedales para cultivo de arroz (BirdLife International 2017). Los impactos generados por estas actividades pueden variar regionalmente: la agricultura y el sobrepastoreo serían las principales amenazas en Formosa (históricamente también lo fueron en Buenos Aires y Santa Fe) y la forestación es el principal problema identificado en Entre Ríos y Corrientes (Di Giacomo y Di Giacomo 2004, Chebez et al. 2008; Fig. 7). La forestación puede afectar incluso áreas bajas donde a veces también se plantan árboles a pesar de su pobre desarrollo y consecuente escaso valor de mercado (BirdLife International 2017).

Con respecto al manejo del pastizal con fuego, éste puede afectar el microhábitat de nidificación (reduciendo la altura de la vegetación y consecuentemente la altura de ubicación del nido; Di Giacomo et al. 2011a), aunque no se han comprobado efectos directos sobre el éxito de los nidos (Di Giacomo et al. 2011a,b). El manejo inadecuado del fuego también puede reducir el área disponible para nidificar, aumentando la concentración de individuos en los parches no quemados. Se ha determinado que las hembras evitan las áreas afectadas por el fuego, con efectos evidentes hasta dos años después de la quema (Di Giacomo et al. 2011a). Cabe destacar que, bajo pautas correctas, el manejo con fuego puede generar efectos positivos. En primer lugar ayuda a evitar la arborización del pastizal y a reducir el impacto de grandes fuegos accidentales. También podría tener beneficios sobre las poblaciones de artrópodos herbívoros, potenciales presas de esta ave (Di Giacomo et al. 2011a).

Medidas de Conservación

La Tijereta de las Pajas se encuentra en el Apéndice I de la Convención de Especies Migratorias (CMS). Está amparada legalmente en Paraguay, Brasil y Uruguay (BirdLife International 2017) y en Argentina por ley provincial en Misiones (Chebez et al. 2008) y Formosa (A. S. Di Giacomo in litt. 2017). En este último país ha sido registrada en ocho áreas protegidas pero con presencia regular solo en algunas de ellas (Chebez et al. 2008). Para mejorar su estado de conservación es importante proteger áreas con la estructura de pastizal favorecida por la especie, y en especial, áreas de nidificación (Collar et al. 1992, Di Giacomo et al. 2010, Di Giacomo y Di Giacomo 2015). En esta línea resulta clave identificar buenas prácticas ganaderas y eliminar incentivos para la actividad forestal en pastizales nativos (Di Giacomo et al. 2010, BirdLife International 2017). Cabe resaltar que las diferencias regionales en sus asociaciones de hábitat pueden condicionar el tipo de estrategia a utilizar. Por ejemplo, en algunas áreas la conservación del hábitat de la Tijereta de las Pajas puede ser compatible con la ganadería tradicional pero en otras puede ser necesario establecer

áreas protegidas (Chebez et al. 2008). El uso del fuego como herramienta de manejo del pastizal es muy relevante para esta especie. Es necesario considerar la época del año, tamaño e intensidad de los fuegos prescritos, así como su frecuencia; las quemas anuales afectan negativamente a ésta y otras aves de pastizal (Di Giacomo et al. 2011a).

Medidas Prioritarias

- 1) Promover pautas de manejo del pastizal que contemplen los requerimientos de la Tijereta de las Pajas tanto en áreas protegidas públicas como en tierras privadas, en especial en el litoral del río Uruguay. En el caso de los predios privados se recomienda utilizar sistemas de incentivos como los empleados en Programa de Producción Responsable (MGAP), hoy suspendido.
- 2) Realizar búsquedas en áreas de pastizal, especialmente en el litoral del río Uruguay y en el norte del país.
- 3) Si se logra ubicar alguna población, adoptar rápidamente todas las medidas pertinentes de protección y manejo de hábitat.

Otra estrategia positiva sería el establecimiento de nuevas poblaciones a través de translocación de individuos. La falta de diferenciación genética permite manejar la especie como una unidad (Di Giacomo et al. 2015).

En Uruguay habría que buscar a la Tijereta de las Pajas en áreas con hábitat propicio (Bird-Life International 2017). Independientemente de su presencia, sería importante generar áreas con pastizal alto, en especial en el litoral del río Uruguay, región a la que posiblemente haya más posibilidad que lleguen individuos dispersando desde los Esteros del Iberá. En el caso que se pueda ubicar alguna población se deberían aplicar los conocimientos sobre su ecología generados en los últimos años para manejar tanto el hábitat como los individuos. La Tijereta de las Pajas es una especie indicadora, bandera y paraguas (Collar et al. 1992, Waller 2004). Cohabita con varias otras aves amenazadas y podría ser útil para proteger pastizales y así conservar otras especies con requerimientos similares (Collar et al. 1992).

Notas:

¹ d'Orbigny (1835: 39) visitó Maldonado entre el 17 de noviembre y 2 de diciembre de 1826.

² Darwin recorrió Maldonado entre el 28 de abril y 7 de Julio (realizó una excursión a Minas entre el 10 y 19 de mayo) y entre el 13 y 23 de julio de 1833 (Rookmaaker (2009).

EN

PATO CRIOLLO

Cairina moschata (Linnaeus, 1758)

Matilde Alfaro



Figura 1. Pato Criollo macho, mostrando verrugas rojas en la cara, el dorso verdoso y parte del parche alar blanco (R. Güller).

Otros nombres comunes

Pato Real (Narosky y Yzurieta 2010). Inglés: Muscovy Duck.

Etimología

Cairina, del latín, refiere a de El Cairo; *moschata*, significa “almizclada” en referencia a que emana un olor almizclado de las glándulas de la rabadilla (Mouchard 2013).

Taxonomía y Sistemática

Sinónimos: *Anas moschata* (Claramunt y Cuello 2004).

El Pato Criollo pertenece a la familia Anatidae, subfamilia Anatinae, tribu Cairinini (Donne-Goussé et al. 2002). Los estudios genéticos y morfológicos indican que el género *Cairina* se encuentra más emparentado con el género *Aix*, siendo los únicos dentro de la tribu Cairinini (Livezey 1986, Donne-Goussé et al. 2002). Dentro del género *Cairina* existían dos especies *C. moschata* y *C. suculata*, pero *C. suculata* cambió recientemente de género para *Asarcornis suculata* (BirdLife International 2017) quedando *C. moschata* como la única especie del género.

Categoría UICN Global: LC (BirdLife International 2017).

A pesar de que su tendencia poblacional está decreciendo, esta no es lo suficientemente rápida como para alcanzar los criterios de UICN. Además su tamaño poblacional global y su rango de distribución sobrepasan los límites superiores de los criterios.

Categoría UICN Nacional: EN C2a(i) (Azpiroz et al. 2012a).

Es una especie muy rara en Uruguay. Los registros recientes son principalmente en los ríos Uruguay, Cuareim, Yaguarón, Cebollatí y Río Negro (ver Anexo 3). Ha sido afectada por la caza y la destrucción de hábitat (bosques ribereños; Barattini y Escalante 1971). La caza seguramente sigue siendo una amenaza significativa mientras que la destrucción de bosques ribereños representa un problema de menor importancia en la actualidad (Arballo y Cravino 1999) dado que el pequeño tamaño de la población no ocupa todo el hábitat disponible. Cumple con los criterios C2a(i) de EN y D1 de VU. Se estima que el número de individuos es menor a 1000 y que todas las subpoblaciones contienen menos de 250 ejemplares adultos y se proyecta una disminución debido principalmente a la presión de caza. Es una especie nidificante (Azpiroz y Menéndez 2008) y se estima que la inmigración desde regiones vecinas, en caso de existir, es seguramente baja ya que la especie es considerada en peligro en Río Grande do Sul (Bencke et al. 2003) y amenazada en Argentina (Chebez 2008b, MADS y Aves Argentinas 2015).

Proporción de la Población Global en Uruguay: El tamaño de la población global varía entre 50.000 a 499.999 individuos (BirdLife International 2017). Debido a que existen muy pocos registros en Uruguay y a que su abundancia parecería ser baja, se estima una población residente en Uruguay de aproximadamente 1000 ejemplares, lo que representa un 0.2-0.02% de la población global.

Descripción

Es un pato de gran tamaño, siendo los machos bastante más grandes que las hembras



Figura 2. Las hembras y juveniles son más pequeños, presentan la carúncula menos desarrollado y una menor cantidad de blanco en el ala (R. Güller).

(65-85 cm de longitud, 110-120 cm de envergadura alar, 2000-2900 g de peso) (Sick 2001, Dunning 2008, Azpiroz 2012; Figs. 1 y 2). Su plumaje es negro con reflejos azules en cobertoras y reflejos verdes en alas y cola. Presenta un parche blanco en ala, bien notorio al vuelo, que es más pequeño en las hembras. Su cabeza es grande y elevada con una cresta eréctil que es también más grande en los machos. Posee una distintiva carúncula de colores negro y rojo que está más reducida en las hembras. En ambos sexos el pico presenta una o dos líneas blancas. El juvenil es más opaco y no tiene blanco en alas. Existe una variedad doméstica con el cuerpo salpicado de blanco o áreas extensas de este color.

Distribución

El Pato Criollo se distribuye naturalmente en Centro y Sudamérica al este de los Andes, desde México hasta el norte de Argentina y Uruguay (Madge y Burn 1988, del Hoyo et al. 1996, Sick 2001). Se conoce su domesticación desde épocas precolombinas, motivo por el cual existen hoy en día diversas cruza derivadas de esta especie con otras y con variedades domésticas que fueron introducidas en varios países de todo el mundo (Sick 2001, Bencke et al. 2003, Brun y Larsul 2003, Stahl et al. 2006). Habita zonas de bosque ribereño denso, bañados y lagunas generalmente asociados a ríos y arroyos importantes (Barattini y Escalante 1971, Blake 1977, del Hoyo et al. 1996, Sick 2001, Bencke et al. 2003). En Uruguay la especie ha sido registrada principalmente en bosques de ríos y arroyos del norte del país (Fig. 3). Las localidades donde ha sido registrada la especie en Uruguay son: **Artigas:** 1) Barra del Arroyo Tigre. 2) Estancia San Pedro. 3) Isla del Zapallo. 4) La Palma, Río Cuareim. 5) Granja Perroni, Río Uruguay. **Cerro Largo:** 6) Confluencia Río Tacuarí y Arroyo Campamento. 7) Paso Aguiar, Río Negro. 8) Paso Mazangano, Río Negro. 9) Paso Centurión. 10)

Paso Paiva, Río Yaguarón. **Du-razno:** 11) Alrededores de Paso Ramírez. 12) La Teja. **Paysandú:** 13) Laguna Agua Dulce, Rincón de Pérez. **Rivera:** 14) Paso del Cerro, Río Tacuarembó Grande. **Rocha:** 15) Balneario La Esmeralda. **Tacuarembó:** 16) Río Tacuarembó, tramo Ansina-Paso Ramírez. 11) Alrededores de Paso Ramírez. 17) Rincón de Zamora, Paso Ramírez. 18) 30 km SE de Clara. 19) 17 km SE de Clara. 20) Alrededores del Chorro de Agua Fría. **Treinta y Tres:** 21) Enrique Martínez, Río Cebollatí. 22) Isla del Padre, Río Cebollatí.

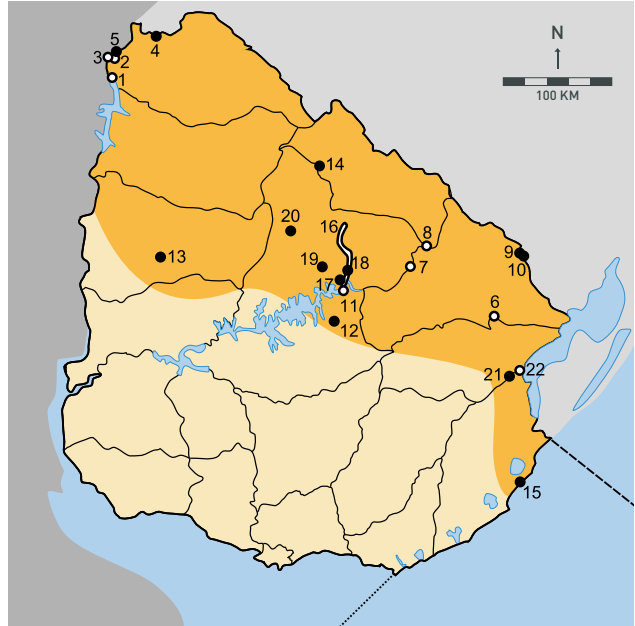


Figura 3. Localidades de registro del Pato Criollo en Uruguay. Los puntos (y franja) blancos corresponden a registros anteriores al año 2000 y los puntos negros representan registros del 2000 en adelante.

Fuentes: Cuello y Gerzenstein

(1962): 1; Arballo y Cravino (1999): 3, 6-8, 11, 16; Azpiroz y Menéndez (2008): 2, 9, 10, 15, 17, 21, 22; G. Cortés in litt. (2014): 5; S. Carvalho in litt. (2015): 18; M. Abreu in litt. (2015): 9, 21; P. Fernández in litt. 2017: 20; D. Presa in litt. (2015): 4; J. C. Rudolf in litt. (2015): 14; F. A. Varietti in litt. (2014): 13; A. B. Azpiroz obs. pers.: 4, 12, 19; Azpiroz y Menéndez obs. pers: 9; Anexo 3.

Además citado para Montevideo y Canelones sin datos precisos (Tremoleras 1920). Considerando la frecuencia de registros, las áreas más importantes para el Pato Criollo se encuentran a lo largo de los siguientes ríos: Uruguay (especialmente a la altura de Artigas), Negro (desde Paso Ramírez a la frontera con Brasil, fundamentalmente), Tacuarembó (y afluentes) y Yaguarón. A pesar de la escasez de registros la zona de confluencia de los ríos Queguay Grande y Chico también podría ser importante dadas las buenas condiciones de hábitat disponibles.

Biología

El Pato Criollo habita en bosques ribereños donde nidifica, se posa y descansa sobre las ramas de los árboles, mientras que busca su alimento en bañados y lagunas cercanas a estos bosques (Barattini y Escalante 1971, Blake 1977, del Hoyo et al. 1996, Sick 2001, Bencke et al. 2003; Fig. 4). Presenta una dieta variada que incluye semillas, plantas acuáticas, hojas,



Figura 4. Panorama de la Isla del Zapallo, Artigas, una de las localidades donde, según los lugareños, el Pato Criollo nidifica (A. Azpiroz).

insectos, moluscos, y pequeños peces (del Hoyo et al. 1996, Bencke et al. 2003). Muy poco se sabe sobre la biología general de esta especie en estado salvaje, sin embargo, gran cantidad de estudios de reproducción, mejoramiento genético y virológicos han sido realizados con ejemplares domesticados. En Uruguay ha sido observada en vuelo atravesando ríos y arroyos o sobre bosques ribereños y en pequeñas lagunas en inmediaciones del bosque (Fig. 4), pero nunca más de nueve ejemplares juntos (Azpiroz y Menéndez 2008). Las observaciones han sido en diferentes momentos del año por lo cual se considera una especie residente. La reproducción es polígama, los machos forman arenes con varias hembras (Sick 2001, Bencke et al. 2003). El cortejo implica movimientos rítmicos de la cabeza, balanceo de la cola y golpeteo de sus patas contra el suelo (Barattini y Escalante 1971, Bencke et al. 2003). Los machos mantienen a sus hembras cerca y a otros machos alejados, realizando movimientos amenazantes con sus alas (que presentan espolones), sus garras y su pico (Barattini y Escalante 1971). Ponen entre 8 y 15 huevos adentro de cavidades de los árboles y el período de incubación es de 35 días en cautiverio (del Hoyo et al. 1996). Una vez nacidos los pichones, saltan del nido y caminan detrás de su madre hasta el agua más próxima (Bencke et al. 2003).

Estado de Conservación

El Pato Criollo no se encuentra amenazado a nivel mundial ya que presenta una amplia distribución y su población global, a pesar de considerarse decreciendo, es todavía extremadamente grande (entre 50.000 y 499.000 individuos) (BirdLife International 2017). Sin



Figura 5. Pato Criollo observado en las inmediaciones de Paso Centurión, Cerro Largo en 2015 (A. Azpiroz).

embargo, la especie está catalogada como en peligro en Río Grande do Sul (Bencke et al. 2003) y amenazada en Argentina (Chebez 2008b, MADS y Aves Argentinas 2015). En Uruguay existen muy pocos registros de la especie y estos a su vez con una abundancia muy baja. Los registros históricos y recientes muestran su permanencia en determinadas localidades sobre los ríos Uruguay, Negro, Cebollatí y Yaguarón (Fig. 5) posiblemente debido a que estos sitios han sido poco modificados en los últimos 30 años. Entre estos sitios, los alrededores de Paso Ramirez sobre el Río Negro, alrededores de Isla del Padre en Río Cebollatí y Paso Centurión en Río Yagaurón son los sitios donde se han dado la mayor cantidad de registros y deberían ser considerados como zonas a proteger.

Amenazas

Las principales amenazas que enfrenta son la caza, la destrucción de su hábitat natural y el cruzamiento de ejemplares silvestres con domésticos (Sick 2001, Bencke et al. 2003). La caza ha sido un problema para la especie desde tiempos remotos a lo largo de toda su distribución (del Hoyo et al. 1996, Sick 2001, Bencke et al. 2003, Chebez 2008b). Su gran tamaño la convierte en una especie atractiva para ser consumida, motivo por el cual ha sido domesticada (Sick 2001). En varios países, la tala de los bosques nativos ha sido un problema grave para la especie ya que gran parte de su hábitat natural se ha perdido o ha sido modificado (del Hoyo et al. 1996, Sick 2001, Bencke et al. 2003). El cruzamiento de individuos silvestres con domésticos también representa una amenaza por el riesgo de introducción de genes recesivos en las poblaciones naturales (del Hoyo et al. 1996, Sick 2001, Bencke et al. 2003; Fig. 6). En Uruguay la especie está considerada como en peligro debido al bajo número de individuos que presenta, el cual se estima tiene que ver



Figura 6. La versión doméstica del Pato Criollo es mantenido en cautiverio en muchas áreas rurales de América. Suelen presentar cantidades variables de blanco en diferentes áreas del cuerpo. En sitios donde las poblaciones silvestres son muy reducidas la cruce con individuos domésticos puede representar una amenaza importante (A. Azpiroz).

principalmente con la presión de caza (Azpiroz et al. 2012a). La tala de bosque nativo no parecería representar un problema mayor para esta especie en la actualidad ya que el área disponible de bosque es bastante mayor a la que la especie esta actualmente utilizando.

Medidas de Conservación

A nivel nacional la especie está protegida contra la caza por la Ley de Fauna (N° 9.481, decretos N° 514/001 y 164/996). A nivel internacional la especie está incluida en el Apéndice III de CITES (Convention on International Trade in Endangered Species, 1997) que significa que se debe prevenir o restringir su explotación.

Medidas Prioritarias

- 1) Aplicar medidas de contralor efectivas para hacer frente a la caza ilegal, en especial en los ríos Uruguay, Negro, Tacuarembó, Queguay y Yaguarón.
- 2) Asegurar la conservación del bosque ribereño en los ríos mencionados arriba.
- 3) Realizar campañas de concienciación en localidades ubicadas en las áreas de mayor importancia para la especie (punto 1) para acompañar las medidas de protección mencionadas en los puntos anteriores.

De los lugares donde ha sido observada la especie, solo Paso Centurión tiene cierto grado de protección ya que es reserva departamental desde 2007 (Decreto N° 24/07, Intenden-

cia Municipal de Cerro Largo) y está en proceso ingreso como área protegida del SNAP (Achkar et al. 2010). Con un debido control de su caza, el Pato Criollo, podría recuperarse en los lugares donde habita actualmente y probablemente expandirse hacia otros lugares potencialmente habitables por esta especie. Además se debería tener especial cuidado en el control de la tala de bosque nativo en los ríos donde ha sido registrada recientemente la especie, Río Cuareim, Río Uruguay, Río Cebollatí, Río Tacuarembó y Río Yaguarón de forma de proteger los ambientes donde aun está presente la especie. Del mismo modo, consolidar y considerar la protección de los tres sitios mencionados arriba por ser sitios de importancia para la especie (ver Estado de Conservación). También son necesarios estudios sobre la especie en estado salvaje, específicamente sobre su comportamiento, área de acción, distribución y abundancia, de forma de tener más herramientas para poder conservarla.

EN

ALBATROS REAL DEL NORTE

Diomedea sanfordi (Murphy 1917)

Sebastián Jiménez, Martín Abreu y Andrés Domingo



Figura 1. Albatros Real del Norte adulto (S. Jiménez).

Otros nombres comunes

No existen. Inglés: Northern Royal Albatross.

Etimología

Diomedea, refiere al rey Diomedes de la mitología griega, cuyos compañeros fueron transformados en grandes aves blancas (Tickell 2000); *sanfordi*, en honor al Dr. Leonard Cutler Sanford (1868-1950), organizador de la expedición Brewster-Sanford, donde se obtuvo una colección de las aves marinas de Sudamérica, entre ellas el ejemplar tipo de la especie (Murphy 1917).

Descripción

De gran tamaño (108 cm de longitud media, 290 cm de envergadura media, 6.67 kg) de color blanco (Fig. 1), excepto la superficie dorsal de las alas que es completamente negra (Fig. 2), punta y banda carpal negra en la superficie inferior de las alas (Fig. 3). Cola blanca (Fig. 2), excepto por punta oscura de algunas retrices. Aves jóvenes con manchas oscuras en la corona, el manto y en la punta de las retrices. Las manchas oscuras en la corona pueden permanecer en aves adultas. Pico rosado con línea negra en borde cortante (Fig. 1), que lo diferencia de los Albatros Errantes. Se diferencia de los Albatros Real del Sur jóvenes por la ausencia de borde de ataque blanco en la superficie dorsal del ala. El Albatros Real del Sur adquiere progresivamente un color blanco en la superficie dorsal de las alas con la edad, desde su borde de ataque, haciéndose cada vez más fácil su reconocimiento. El Albatros Real del Norte presenta banda carpal negra en la superficie inferior del ala (Fig. 3), generalmente más ancha que en la otra especie, aunque muy variable y poco confiable para separar ambas especies (Nicholls 2007) por lo que no debe ser considerada diagnóstica. El Albatros Real del Norte es de menor tamaño que el del Sur, aunque la mayoría de las medidas presentan cierto grado de solapamiento (Jiménez et al. 2017a). Ambas especies pueden ser separadas por una combinación de medidas, que incluyen el tarso, el culmen y la altura del pico al nivel del unguis (Jiménez et al. 2017a).



Figura 2. Vista dorsal del Albatros Real del Norte. (S. Jiménez).



Figura 3. Vista ventral del Albatros Real del Norte (S. Jiménez).

Taxonomía y Sistemática

Sinónimos: *Diomedea epomophora sanfordi*. Se acepta que los albatros (familia Diomedidae) presentan cuatro grupos monofiléticos (*Diomedea*, *Phoebastria*, *Phoebetria* y *Thalassarche*) (Nunn et al. 1996). El Albatros Real del Norte, comparte el género *Diomedea* con varios taxa de grandes albatros cuyo estatus de especies/sub especies ha sido sujeto de discusión (p.e. Robertson y Nunn 1998, Penhallurick y Wink 2004). El espécimen tipo fue colectado por R. H. Beck a 40 millas náuticas de la costa de Chile en 1913 durante la ex-



Figura 4. Pareja de Albatros Real del Norte, The Forty Fours, Islas Chatham, Nueva Zelanda (G. Robertson).

pedición Brewster-Sanford, nombrado pocos años después como especie (Murphy 1917), aunque luego el mismo autor lo clasificó como *Diomedea epomophora sanfordi* (Murphy 1936). Posteriormente propuesta como especie válida (Robertson y Nunn 1998), aunque no aceptado universalmente y considerada por algunos autores sub-especie de *D. epomophora* (Christidis y Boles 2008, Penhallurick 2012) en base a bajos niveles de divergencia genética (Penhallurick y Wink 2004). Aspectos conceptuales y analíticos de esta recomendación taxonómica han sido cuestionados (Rheindt y Austin 2005). Aquí se sigue a la taxonomía aceptada por el Grupo de Trabajo sobre Taxonomía del Acuerdo sobre la Conservación de Albatros y Petreles (ACAP), que considera a *D. epomophora* y *D. sanfordi* como dos especies válidas (ACAP Taxonomy Working Group 2007).

Distribución

Reproduce únicamente en Nueva Zelanda. Los Albatros Reales del Norte durante la reproducción se distribuyen en Nueva Zelanda, sobre el talud (Nicholls et al. 2002). Durante el periodo no reproductivo las aves migran por el Océano Pacífico hasta Sudamérica. Tanto aves jóvenes, inmaduras como adultos no reproductores se distribuyen principalmente en aguas de Argentina, Uruguay y Chile (Nicholls et al. 2002, 2005, Robertson et al. 2003, Ji-

ménez et al. 2009a, 2011, 2012a, 2014) y en menor abundancia al Sur de Brasil (Olmos 2002, Carlos et al. 2004).

En las aguas de Uruguay se distribuye ampliamente sobre la plataforma intermedia (i.e. entre isobatas de 50 y 100m) y externa (i.e. entre isobatas de 100 y 200m), talud (i.e. entre isobatas de 200 y 2000m) y aguas profundas (>2000m) (Fig. 5), aunque menos abundante en estas últimas^{1,2}.

Fuentes: Nicholls et al. (2002), Jiménez et al. (2008), Jiménez et al. (2009a), Jiménez et al. (2011), Jiménez et al. (2014), Jiménez et al. (2015a), Jiménez et al. (2015b), DINARA (datos inéditos); Anexo 4.

Biología

Habita en aguas oceánicas de plataforma continental y talud. En las Islas Chatham, el Albatros Real del Norte reproduce en colonias densas (500 a 800 nidos por ha), presentando posiblemente densidades mayores que otras especies de su género (Tickell 2000). Las colonias se encuentran en tres islas rocosas y remotas. En la colonia más grande, ubicada en el grupo de islas Forty-Fours (Fig. 4), nidifica sobre escasa vegetación o en suelo rocoso. En el grupo de islas Sisters, reproduce en Big Sister, una isla de similares características a la anterior, y en Little (Middle) Sister, una isla más baja, donde el albatros reproduce entre *Cotula* sp, principalmente sobre el suelo en una depresión húmeda rodeada de roca altas (Tickell 2000). En Taiaroa Head, en la península de Otago, Nueva Zelanda, a partir de la primera mitad del siglo pasado se estableció una pequeña colonia (Tickell 2000). Desde 1937 esta colonia ha sido monitoreada y protegida, permitiendo mejorar la productividad de su población (Robertson 2001), además de brindar gran cantidad de información sobre la biología de la especie. Algunos Albatros Real del Sur, han formado parejas con Albatros Real del Norte en esta colonia, generando una progenie híbrida, transformándose luego algunos de estos

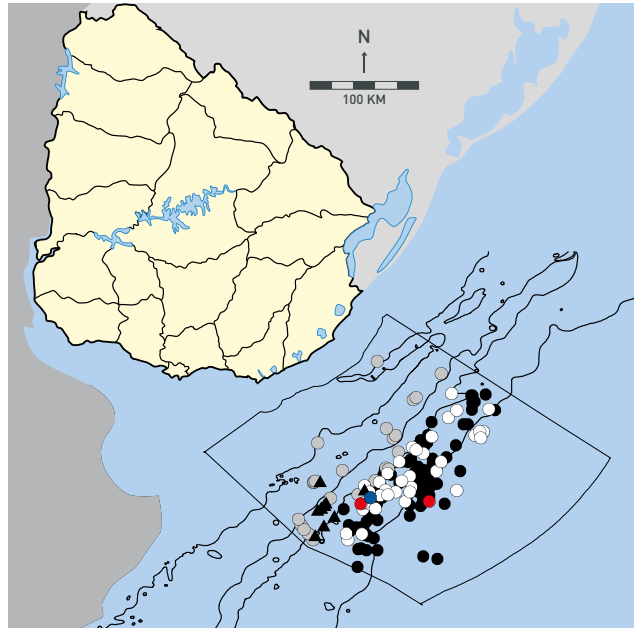


Figura 5. Registros del Albatros Real del Norte en la Zona Económica Exclusiva (EEZ) de Uruguay. En color negro se representan las localidades donde se realizaron conteos desde barcos pesqueros (círculos: palangre pelágico, triángulos: arrastre de fondo) con presencia de la especie. Los círculos grises corresponden a conteos en el B/I Aldebarán con presencia de la especie. Los círculos blancos representan las localidades donde se registró captura incidental de la especie en palangre pelágico. Los dos círculos rojos y el círculo azul corresponden a las localidades donde fueron capturados incidentalmente albatros anillados en Taiaroa Head y Middle Sister, respectivamente. Se representan las isobatas de 50, 100, 200 y 2000m.

Categoría UICN Global: EN A4bc; B2ab(iii,v) (BirdLife International 2017).

Presenta un rango de reproducción extremadamente restringido. Debido a un éxito reproductivo muy bajo se ha proyectado una disminución rápida en su principal población restringida a Islas Chatham, Nueva Zelanda. Datos recientes sugieren un posible aumento o una población estable, sin embargo, los mismos no son suficientes para realizar una interpretación respecto a las tendencias de la población. De esta forma, precautoriamente se conserva la situación de disminución rápida.

Categoría UICN Nacional: EN A4bc (Azpiroz et al. 2012a).

Prácticamente todos los individuos que llegan a Uruguay, reproducen en las islas Chatham. Esto se debe a que el mencionado archipiélago reproduce más del 99% de la población mundial. Considerando que se ha predicho un declive de 40% en 20 años en esta población (ver Estado de Conservación) es razonable considerar un escenario similar para la población visitante de Uruguay. La población visitante de Uruguay, cumple entonces con los criterios A4bc de EN. Mayor información demográfica en los sitios de reproducción podría generar la necesidad de una nueva evaluación. De la misma forma, se necesita más información sobre la proporción de la poblacional que visita Uruguay. De confirmarse que los niveles de mortalidad incidental en pesquerías del Atlántico sudoccidental y de otras regiones son altos y consistentes año tras año, la especie cumpliría también con el criterio A4d, al menos de VU para Uruguay.

Proporción de la Población Global en Uruguay: Desconocida. Las aves adultas no reproductivas así como las inmaduras y juveniles se distribuyen principalmente en la plataforma continental de Argentina y Uruguay y en Chile (ver Distribución). Debido a su ciclo bienal, en un año dado parte de la población permanece reproduciendo en Nueva Zelanda. Estas aves se incorporan a las zonas de invernada al año siguiente. En teoría, en el transcurso de dos o tres años, toda la población haría uso del cono sur de Sudamérica. Asumiendo un tamaño poblacional proporcional a la superficie de la plataforma continental de los países mencionados, la población que llega a Uruguay sería de 5-10% de la población global. Debido a su extensa plataforma continental, gran parte de la población estaría en aguas de Argentina, sin embargo, debido a la alta capacidad de desplazamiento de la especie, es posible que a lo largo del año un porcentaje alto de estas aves pasen por territorio uruguayo, especialmente entre junio y agosto, asociado al ingreso de aguas frías (Jiménez et al. 2008, 2011, 2014). Por lo tanto, se puede inferir que el porcentaje mencionado podría ser superado ampliamente.

individuos en reproductores establecidos (Tickell 2000).

Al igual que otros albatros, presentan características de historia de vida extremas. La formación de pareja es usualmente para toda la vida y es llevada a cabo próximo a su sitio natal (Robertson 1998). Luego de comenzar a reproducir con una edad promedio de 9 años (Richard et al. 2014), el Albatros Real del Norte reproduce con un ciclo bienal (cada dos años). Esto se debe a su prolongado periodo reproductivo. Las aves reproductoras regresan a las colonias desde finales de agosto hasta mediados de noviembre. Cada pareja pone un único huevo entre fines de octubre e inicios de diciembre, la incubación ocurre hasta finales de enero y principios de febrero y los pichones abandonan el nido en septiembre-octubre (ACAP 2009a). Si la pareja pierde su huevo o pichón antes de marzo, puede volver a reproducir al año siguiente (Robertson 1998). Las aves jóvenes comienzan a regresar a las colonias con un promedio de 4.8 años de edad (Richard et al. 2014), aunque puede tardar hasta los 8 años. Son aves muy longevas, con registro de más de 60 años de edad (Robertson 1993, 1998).

El monitoreo de estas aves con GPS o transmisores satelitales (Platform Transmitter Terminals: PTTs) ha permitido obtener información sobre la áreas de alimentación durante la reproducción, su migración hacia las zonas de invernada y determinar sus áreas de alimentación no reproductivas. El Albatros Real del Norte pasa la mayor parte de su "vida de alimentación" en las Zonas Económicas Exclusivas (EEZ) de Nueva Zelanda, Chile, Argentina, Uruguay, con una transición migratoria a través de las aguas sudafricanas y australianas (Robertson y Nicholls 2000). Durante la reproducción en las islas Sisters (Chatham), mostraron que su principal zona de alimentación se encuentra en la elevación de Chatham, entre las isobatas de 1500 a 2000m (Nicholls et al. 2002). Los albatros de Taiaroa Head durante la incubación utilizaron áreas alrededor del talud continental del este de Nueva Zelanda, recorriendo por viaje de alimentación una distancia promedio de 2000km (Wauugh et al. 2005). El rango de alimentación de los padres aumenta luego de que los pichones están más grandes (Robertson y Nicholls 2004a).

Durante la migración hacia Sudamérica, estos albatros viajan vía el Océano Pacífico, siendo común progresiones de 10 grados de longitud por día, viajando a una velocidad promedio de vuelo de 90km/h (Robertson y Nicholls 2000). Durante esta migración pueden viajar hasta 1800km en 24hs, el viaje de Nueva Zelanda a Sudamérica lleva de 7 a 10 días, y el regreso de 20 a 30 días (Robertson y Nicholls 2004b). Incluso aves juveniles en su primera migración alcanzaron distancias de casi 1000km en un día durante su migración a Chile (Thomas et al. 2010). Existe evidencia de segregación. Las aves juveniles (primeros 20 meses de edad) utilizan principalmente las aguas de Chile, mientras que las aves inmaduras y gran parte de las adultas se alimentan principalmente en la plataforma continental del Atlántico sudoccidental (Nicholls et al. 2002, Moore y Bettany 2005, Thomas et al. 2010). Adultos no reproductores o que fallaron durante la reproducción monitoreados con PTTs,

rodeando el Cabo de Hornos, llegaron a la plataforma del Atlántico, permaneciendo desde mediados de Enero hasta principios de Septiembre. El rango de distribución de estos albatros estuvo representado al sur de los 35°S, utilizando principalmente las aguas con profundidades menores a la isobata de 200m, aunque extendiendo su distribución hacia aguas más profundas (1000m) entre los 36° y 49° S (Nicholls et al. 2002). Las aves realizarían una exploración en la zona Norte cuando arriban y luego irían progresando constantemente desde el Sur hasta el límite Norte, hacia fines de estadía (Robertson y Nicholls 2004b). En promedio, las hembras se distribuyen más al norte que los machos (Jiménez et al. 2017a). La especie en Uruguay es más abundante en Junio-Agosto (Jiménez et al. 2011, 2014), sobre el talud y plataforma externa (y posiblemente intermedia), coincidiendo con el periodo de aguas frías. A partir de numerosos conteos de aves asociadas a barcos palangreros pelágicos, el Albatros Real del Norte fue registrado en Marzo, Mayo-Agosto, Octubre y Diciembre, aunque la abundancia promedio fue mayor en Julio-Agosto (Jiménez et al. 2011). Los datos de captura incidental sugieren un estacionalidad similar; capturas reportadas en Abril-Septiembre y Noviembre, con un pico en Junio-Agosto (Jiménez et al. 2014). Los registros de aves observadas en arrastre de altura obtenidos en un estudio en curso corresponden a Julio-Agosto. Los registros realizados en el B/I Aldebarán (ver Distribución) corresponden a Agosto-Octubre (DINARA datos inéditos).

A lo largo de su distribución la especie se asocia a barcos pesqueros para alimentarse (ver Estado de Conservación y Amenazas). La dieta del Albatros Real del Norte fue estudiada en los sitios de reproducción (Middle Sister, Forty Fours y Taiaroa Head) a partir de regurgitaciones y contenidos estomacales (Imber 1999). Su dieta se compone principalmente de calamares y peces, aunque también se encontraron salpas (tunicados) y crustáceos, entre ellos langostas e isópodos, estos últimos posiblemente parásitos de peces consumidos. Dentro de los ítems no alimenticios se encontraron piedras, piedra pómez (pumita) y plásticos (Imber 1999). Las principales especies de calamares consumidas fueron *Histioteuthis atlantica* y *Moroteuthopsis ingens*, mientras que la dieta de peces pudo ser menos interpretada debido a la mayor tasa de digestión de sus partes duras en comparación con los picos de calamares. Algunos peces identificados fueron especies objetivo o descartadas en pesquerías (Imber 1999). En sus áreas de invernada,



Figura 6. Albatros Real de Norte en cortejo durante el mes de Noviembre, The Forty Fours, Islas Chatham, Nueva Zelanda (G. Robertson).

pocos se sabe sobre la dieta de estos albatros, aunque son frecuentemente observados alimentándose de carnadas y vísceras descartadas en la pesca con palangre pelágico o del descarte en la pesca de arrastre de fondo (S. Jiménez obs. pers). En base a contenidos estomacales de aves capturadas incidentalmente en pesquerías de Uruguay se determinó que su dieta estuvo compuesta de calamares (principalmente *Illex argentinus* y en menor medida algunas especies de Histoteuthidae) y peces (principalmente *Merluccius hubbsi* y *Bassanago albescens*, presumiblemente provenientes del descarte del arrastre de altura; Jiménez et al. 2017b).

Estado de Conservación

En el grupo de islas Chatham reproducen anualmente 5.800 parejas (más del 99% de la población global) y en Taiaroa Head 32 parejas (ACAP 2009a). Considerando su ciclo bienal, la población global equivale a algo más de 17.000 aves maduras. Unas doscientas aves componen la población de Taiaroa Head (Richard et al. 2014). Modificaciones en el hábitat de reproducción en las islas Chatham causadas por temporales severos, una tendencia hacia altas temperaturas y menores lluvias, entre otros motivos, han causado una gran disminución en la productividad de la población desde 1985 (Robertson 1998). Se estima que esta baja productividad aún continúa (Fretwell et al. 2017). En base a esto se ha predicho un declive de 40% en 20 años (Robertson 1998). A pesar de esto, se desconoce la tendencia poblacional (ACAP 2009a).

Amenazas

Debido a sus áreas de forrajeo durante la reproducción y el periodo no-reproductivo, esta



Figura 7. Albatros Real del Norte capturado incidentalmente en palangre pelágico en el talud de Uruguay (DINARA). Ejemplar depositado en colección del Museo Nacional de Historia Natural, Montevideo (MNHN 6196).

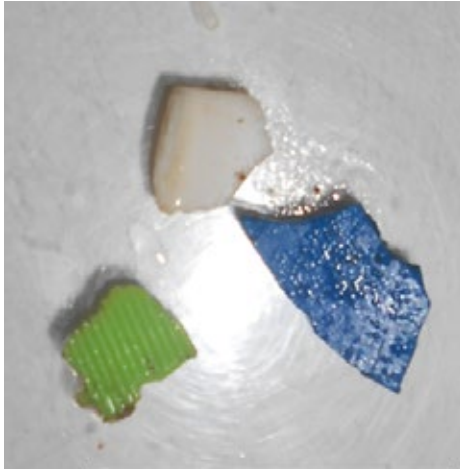


Figura 8. Algunos fragmentos de plásticos encontrados en contenidos estomacales de Albatros Real del Norte (S. Jiménez).

especie se superpone en la distribución con pesquerías que operan sobre plataforma continental externa y talud. Las aves reproductoras presentan un alto grado de solapamiento con las zonas de pesca con arrastre de fondo (Waugh et al. 2005). En Argentina, Uruguay y Sur de Brasil se asocia a barcos que operan sobre el talud y plataforma externa (Carlos et al. 2004, Favero et al. 2011, Jiménez et al. 2011, 2015b). En Uruguay se asocia ampliamente a la pesca con palangre pelágico dirigida a pez espada (*Xiphias gladius*), atunes (*Thunnus spp*) y tiburones (Jiménez et al. 2011). Entre Febrero de 2005 y Noviembre de 2008, se realizaron 415 conteos de aves asociadas a palangreros

pelágicos en la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya (ZCPAU), la mayoría sobre la zona del talud y aguas profundas de Uruguay (Jiménez et al. 2011). Fueron observados 174 individuos en el 24% de los conteos, con una abundancia máxima de 5 individuos. También se asocia a la pesca de arrastre de altura a Merluza Común (*Merluccius hubbsi*) y a la pesca con palangre de fondo dirigida a Merluza Negra (*Dissostichus eleginoides*) (Jiménez et al. 2015b).

A lo largo de su distribución la especie es capturada incidentalmente en palangre pelágico y arrastre (Brothers et al. 2010, Jiménez et al. 2014, Waugh et al. 2008a). En el Atlántico sudoccidental, es capturada incidentalmente en barcos palangreros pelágicos (Jiménez et al. 2008, 2009a, 2014) (Fig. 7). Se conoce poco sobre el impacto de las pesquerías en su población. Sin embargo, recientemente se reportaron altos niveles de captura incidental, principalmente sobre el talud de Uruguay, con al menos 68 aves capturadas incidentalmente entre 2004 y 2011 (Jiménez et al. 2014). A su vez, se determinó que la mayoría eran hembras (Jiménez et al. 2017). Las mayores tasas de captura ocurrieron en Junio-Julio. También se asocia a arrastreros de altura en Uruguay, aunque no hay información de mortalidad incidental (Jiménez et al. 2015b). Se ha estimado que cualquier fuente de mortalidad que se aproxime a ca 80 individuos al año podría resultar en un declive poblacional (Dillingham y Fletcher 2011, Jiménez et al. 2012b). Considerado el efecto combinado de todas las pesquerías alrededor del hemisferios sur (principalmente las de palangre y arrastre), de manera precautoria la mortalidad anual podría ser del orden de decenas, y eventualmente superar el umbral mencionado.

Otra potencial amenaza es la contaminación por plásticos. En los sitios de reproducción de esta especie en Nueva Zelanda, se ha encontrado un número alto de ítems de plástico

regurgitados en el suelo cerca de los nidos. En las islas Chatham fueron encontrados 16 ítems de plástico y en Taiaroa Head 72 ítems, en un total de 34 y 151 muestras analizadas, respectivamente (Imber 1999). En un análisis de contenidos estomacales de especímenes capturados incidentalmente en pesquerías en Uruguay y aguas adyacentes, esta especie mostró la mayor frecuencia de ocurrencia de plásticos (39%) en comparación con otras seis especies de albatros (Jiménez et al. 2015a) (Fig. 8).

Medidas de Conservación

A nivel internacional, el Albatros Real del Norte se encuentra listado en el Apéndice II de CMS e incluido en las especies del Acuerdo sobre la Conservación del Albatros y Petreles (ACAP). Debido a que las principales amenazas actuales en Uruguay lo constituyen las pesquerías industriales, las medidas de conservación requeridas en el país, incluyen básicamente medidas para mitigar su captura incidental. Uruguay también es parte contratante de Comisión Internacional para la Conservación del Atún Atlántico (CICAA), la organización pesquera intergubernamental responsable de la conservación de los túnidos y especies afines en el océano Atlántico, por lo que en lo referido a la pesca con palangre pelágico debe seguir recomendaciones específicas para proteger a las aves marinas (Recomendación 11/09). A nivel nacional, el decreto 248/997 protege a los Procellariiformes en las pesquerías de palangre a través de medidas de mitigación. En 2007, se publicó en "Plan de Acción Nacional para Reducir la Captura Incidental de Aves Marinas en las Pesquerías Uruguayas (PAN Aves Marinas-Uruguay" (Domingo et al. 2007), donde se dispusieron medidas de mitigación para el palangre y necesidades de investigación en otras pesquerías. Dicho documento fue recientemente revisado (PAN Aves Marinas-Uruguay 2015) y se actualizaron las medidas de mitigación para las pesquerías de palangre, así como se establecieron medidas de mitigación precautorias para la pesca con arrastre de fondo (Jiménez et al. 2015b). En el mencionado documento, el Albatros Real del Norte se encuentra listado dentro que las "Especies de alta prioridad para mitigar su captura incidental" en pesquerías de Uruguay. Las medidas de mitigación son propuestas para aves marinas en general, sin embargo, la mayoría aplican y son extremadamente útiles para la conservación del Albatros Real del Norte. Para las pesquerías de palangre pelágico se requiere el uso de calado nocturno en combinación con el uso simultáneo de una línea espantapájaros o de un peso mínimo de 60g a una distancia no mayor a 1m del anzuelo en la brazoladas del palangre. A su vez, se alienta al uso de las tres medidas de forma simultánea. Esto último es particularmente importante en los calados nocturnos durante las fases más luminosas de la luna (Jiménez et al. 2014). Teniendo en cuenta la época del año en la que se registraron las mayores tasas de captura incidental en esta pesca (con límites temporales conservadores de ± 1 mes), su captura incidental podría reducirse mediante el uso estricto de medidas de mitigación en Mayo-Agosto en la región del talud (Jiménez et al. 2014). Para el palangre

de fondo, el PAN Aves Marinas-Uruguay 2015 establece el uso de un Dispositivo de Exclusión de Mamíferos y Aves (DEMA) o de un peso mínimo en la línea que asegure una tasa de hundimiento igual o superior a 0.3 metros por segundo, en combinación con una de las dos siguientes medidas: línea espantapájaros o calado nocturno. También se prevén medidas precautorias para nuevas pesquerías de palangre que pudiesen operar en el futuro. En la pesca de altura con arrastre de fondo, se recomienda bajo principio precautorio (debido a la poca información existente) el uso de línea espantapájaros y disminución del descarte como medidas para reducir la mortalidad de aves en los cables de la red. Aunque no existe evidencia de este tipo de mortalidad en Uruguay, el Albatros Real del Norte podría ser afectado por este tipo de interacción. La mortalidad en la red de buques arrastreros, como ocurre en especies buceadoras, es menos probable en especies de grandes albatros.

Medidas Prioritarias

1) Monitoreo de la captura incidental en todas las pesquerías de Uruguay, con énfasis en las de palangre y arrastre de altura.

2) Uso de las siguientes medidas en pesca comercial con: a) Palangre pelágico: calado nocturno en combinación con el uso simultáneo de una línea espantapájaros o de un peso mínimo en la brazoladas de 60g a 1m del anzuelo. Se alienta el uso simultáneo de las tres medidas; b) Palangre de fondo (Merluza Negra): Dispositivo de Exclusión de Mamíferos y Aves (DEMA) o peso mínimo en la línea que asegure una tasa de hundimiento igual o superior a 0.3 metros por segundo en combinación con línea espantapájaros o calado nocturno; c) Otras pesquerías de palangre que puedan operar en el futuro: peso mínimo en la línea en combinación con línea espantapájaros o calado nocturno; d) Arrastre de fondo (pesca de altura): uso de línea espantapájaros y disminución del descarte.

3) Monitoreo del uso de medidas de mitigación en mayo-agosto en la región del talud y aguas adyacentes.

Notas

¹ Los primeros registros para Uruguay corresponden a cuatro aves de Middle Sister, islas Chatham, y un ave de Taiaroa Head monitoreadas con transmisores satelitales entre 1996 y 1998 que se distribuyeron sobre la plataforma y talud del Atlántico sudoccidental (Nicholls et al. 2002). Varias ubicaciones de algunos de estos individuos correspondieron a aguas de Uruguay, dentro de la plataforma continental hasta el talud. Los dos primeros ejemplares depositados en el Museo Nacional de Historia Natural (Anexo 4) corresponden a individuos capturados incidentalmente en palangre pelágico sobre la región del talud (Jiménez et al. 2008). Existen numerosos registros publicados de

aves observadas en 2005-2008 desde barcos de palangre pelágico (Jiménez et al. 2011) y capturadas incidentalmente en 2004-2011 (Jiménez et al. 2014), la mayoría sobre la zona del talud y aguas profundas de Uruguay. También se han obtenido registros de aves observadas en la pesca de arrastre de altura (DINARA datos inéditos), principalmente sobre la plataforma externa y proximidades del talud. En varias campañas del Buque de Investigación, B/I Aldebarán, de la Dirección Nacional de Recursos Acuáticos (DINARA) durante 2013-2014, se ha realizado conteos de aves marinas. Los mismos se ha realizados sobre zonas costeras, plataforma intermedia, plataforma externa y talud. Excluyendo las campañas donde se realizó pesca con palangre pelágico donde ya existe gran cantidad de información de la especie, el Albatros Real de Norte fue observado principalmente sobre la plataforma continental externa y en menor medida en la plataforma intermedia. Tres albatros capturados incidentalmente en palangre pelágico en aguas de Uruguay habían sido anillados en sus colonias de reproducción en Nueva Zelanda (Anexo 4).

² El mapa de distribución fue realizado en base a todos los registros arriba mencionados, la mayoría, datos sin publicar. No incluyen los registros de aves monitoreadas mediante transmisores satelitales (Nicholls et al. 2002), sin embargo, éstos últimos coinciden en gran medida con el área de distribución representada en el mapa. Tampoco se incluyeron registros inéditos más recientes de aves observadas desde barcos de pesca o del Buque de Investigación, B/I Aldebarán, que requieren ser procesados. Sin embargo, los mismos tampoco modificarían el rango de distribución presentado en la Figura 5.

EN

ALBATROS ERRANTE

Diomedea exulans (Linnaeus 1758)

Sebastián Jiménez, Martín Abreu y Andrés Domingo



Figura 1. Albatros Errante adulto (M. Abreu).

Otros nombres comunes

Albatros Viajero (Achaval 2009). Inglés: Wandering Albatross.

Etimología

Diomedea refiere al rey Diomedes de la mitología griega, cuyos compañeros fueron transformados en grandes aves blancas (Tickell 2000); *exulans*, errante, expatriado, desterrado (Chebez et al. 2011).



Figura 2. Albatros Errante juvenil (M. Abreu).

Descripción

Albatros grande (113 cm de longitud media, 302 cm de envergadura media, 7.27 kg y 9.11 kg la masa promedio de hembras y machos, respectivamente) En términos generales, la coloración se va aclarando durante su madurez pasando de un color general marrón-chocolate con cara y garganta blancas, plumajes intermedios donde se va aclarando el dorso, el abdomen, la corona y la cola, como así también el lado dorsal de las alas hasta volverse prácticamente todo blanco (Fig. 1). Los machos llegan a estadios más claros que las hembras. Una característica de la evolución del plumaje es que esta especie adquiere blanco en la superficie dorsal de las alas formándose primero un parche en el centro del ala, extendiéndose desde ahí hacia los extremos a diferencia del Albatros Real del Sur (*Diomedea epomophora*) en el que la superficie dorsal de las alas se aclara desde el borde de ataque hacia atrás.

Conserva la punta de las rectrices oscuras, hasta que se vuelve prácticamente todo blanco, a diferencia de los albatros reales (*D. epomophora* y *D. sanfordi*), en los que se vuelven blancas rápidamente. En algunos estadios, desde lejos ambas especies podrían confundirse, pero el Albatros Errante conserva generalmente la punta de algunas rectrices externas oscuras mientras que los reales presentan las rectrices enteramente blancas. El pico rosado pálido con punta amarillenta sin línea negra en borde cortante de la maxila, sirve para diferenciarlo de los albatros reales que si la poseen, aunque algunos individuos pueden presentar tenue borde cortante oscuro de la maxila superior.

Pese a su tamaño mayor, es difícil de diferenciar en el mar del Albatros de Tristán (*Diomedea dabbenena*), con excepción de plumaje donde las aves muestran un tenue collar pectoral al mismo tiempo que comienzan a aclarar el manto, estadios que estarían presentes

en Albatros de Tristán y no en el Albatros Errante. Con ejemplar en mano, y pese a que hay un leve grado de solapamiento entre los machos de *D. dabbenena* y las hembras de *D. exulans*, algunas medidas del pico (culmen, altura mínima del pico y altura del pico a nivel del unguis) permiten la discriminación entre ambas especies. En aves de sexo conocido (p.e. determinado mediante disección o genética) usándose únicamente la longitud del culmen expuesto se obtiene una determinación confiable (Cuthbert et al. 2003a).

Juvenil: Dorso enteramente marrón chocolate que alcanza la corona, con cara y garganta blancas contrastando con el resto del cuerpo (Fig. 2). Subalares blancas con puntas y parche axilar marrón chocolate. Pico rosado con punta amarillenta y patas rosado pálido. Inmaduro a Subadulto: durante la evolución del plumaje, muestra primero la nuca moteada, y el abdomen y flancos blancos con ancha banda marrón en el pecho, conservando subcaudales y corona oscuras. Luego el moteado del dorso se extiende por el manto, rabadilla y cobertoras caudales. La banda pectoral y la corona se vuelven más tenues hasta perderlas completamente. Pico rosado con punta amarillenta y patas rosado pálido. Adulto: Dorso y abdomen blanco con punta de rectrices negras que se van aclarando desde las externas a las centrales. Comienza a aclararse el dorso de sus alas desde un parche en el centro de ala interior extendiéndose hacia los extremos. Pico rosado con punta amarillenta y patas rosado pálido. Algunos adultos presentan mancha auricular rosácea (Fig. 1 y 3).

Taxonomía y Sistemática

Sinónimos: *D. exulans chionoptera*; *Diomedea chionoptera*. Análisis filogenéticos demostraron que la familia de los albatros, Diomedidae, presentan cuatro grupos monofiléticos, donde una dicotomía temprana llevo la separación de dos linajes, uno de ellos formado actualmente por dos grupos (*Phoebastria* y *Thalassarche*) y el otro compuesto por los albatros del Pacífico Norte (*Phoebastria*) y los grandes albatros (*Diomedea*) distribuidos ampliamente en los océanos del Sur (Nunn et al. 1996). La taxonomía de *D. exulans* sensu lato ha sufrido un largo debate y cierta confusión surge desde la descripción original. La especie *D. exulans* fue nombrada por C. Linnaeus, aunque existe incertidumbre sobre el espécimen tipo. Aparentemente de forma errónea, fue asociado a las aves de Tristán da Cunha y Gough, y puesto que en 1896 Salvin describió como *Diomedea chionoptera* a las aves que reproducían en las islas Kerguelen, una opción válida sería considerar como *chionoptera* al taxa que reproducen en las islas sub-antárticas (ver Murphy 1936). La aclaración de este dilema fue brindada por Medway (1993). La descripción de George Edwards (Edwards 1747) citada por C. Linnaeus permite asignar como taxa nominal a las aves pertenecientes a las poblaciones de South Georgia; Marion y Prince Edward; Crozet; Kerguelen y Macquarie (Medway 1993).



Figura 3. Albatros Errante adulto con mancha auricular rosácea bien pronunciada (M. Abreu).

Categoría UICN Global: VU A4bd (BirdLife International 2017).

Las disminuciones observadas, así como sus predicciones, indican una rápida reducción de su población global (mayor a 30%) a lo largo de tres generaciones (70 años). Esto la califica como Vulnerable. Actualmente, la población de Georgia del Sur está experimentando un rápido descenso en un periodo de tres generaciones. Las poblaciones del Océano Indico (Prince Edward, Marion, Kerguelen y Crozet) han comenzado a recuperarse luego de haber sufrido disminuciones rápidas en las décadas de 1970 y 1980. Sin embargo, el largo tiempo generacional de esta especie hace que sea difícil determinar el período de tendencia más apropiado para predecir la evolución de la población global en el futuro (BirdLife International 2017).

Categoría UICN Nacional: EN C1 (Azpiroz et al. 2012a).

Las aves que se distribuyen en Uruguay pertenecen a la población de Georgia del Sur. Debido al amplio rango de distribución oceánica, y a que las aguas de Uruguay son usadas principalmente por hembras adultas, es razonable considerar una población regional anual menor a 2500 aves maduras (ver Proporción de la Población Global en Uruguay). Debido a este valor, junto con una disminución continua de al menos un 20% en el tiempo de dos generaciones, la especie califica con el criterio C1 de EN para Uruguay. En la ausencia de información que indique lo contrario, no se espera que la situación mejore a corto plazo en Georgia del Sur, por lo tanto, tampoco en Uruguay.

Durante la preparación del presente trabajo se constató que esta especie cumple con crite-

rios adicionales a los presentados en la Lista Roja (Azpiroz et al. 2012a). Se ha observado una disminución en esta población mayor a 50% en un período menor a tres generaciones. Por lo tanto, se infiere que la población visitante regional (Uruguay) se encuentra disminuyendo a una tasa similar, cumpliendo los criterios A4bd de EN¹ (ver Estado de Conservación).

Proporción de la Población Global en Uruguay: Desconocida. En base a la distribución y biología de la especie (ver Distribución y Biología) es posible suponer una proporción mínima para la población de Georgia del Sur. A lo largo del año, y principalmente desde mayo en adelante, es razonable que llegue al país un porcentaje mayor al esperado simplemente por la superficie de las aguas oceánicas de Uruguay aptas para la especie (talud y aguas profundas). Considerando aves reproductivas y no reproductivas, es posible que la proporción mínima de las hembras adultas que lleguen a Uruguay sea bastante superior al 10% e incluso superior al 20%. En base a las 5000 aves adultas estimada para esta población y asumiendo una relación 1:1 entre macho y hembras, estos valores representarían un mínimo de 250 – 500 hembras adultas. Para el caso de los machos adultos, en base a la información publicada disponible es razonable suponer que la proporción de la población de Georgia del Sur que llega a Uruguay es bastante menor. Considerando todas las aves adultas de ambos sexos, es posible que un mínimo de entre el 10% y 20% de la población de Georgia del Sur visite Uruguay a lo largo del año. Estos números son razonables, si se considera que (1) la especie se encuentra en Uruguay durante todo el año; 2) durante el pico de abundancia de la especie (Agosto-Noviembre) pueden observarse desde un único barco grupos de hasta 10-15 individuos de la especie (Jiménez et al. 2011, DINARA datos inéditos); 23% de las aves monitoreadas con transmisores satelitales (principalmente hembras) visitaron las aguas de Uruguay y adyacentes (Prince et al. 1998). Las aves reproductivas deben regresar al sitio de reproducción para alimentar al pichón, por lo que una presencia constante de la especie en el área implica un recambio continuo de individuos. Debido a su capacidad de desplazamiento extrema, es posible que este umbral sea ampliamente superado.

Actualmente dentro del “complejo” de los Albatros Errantes se reconocen 4 especies válidas según el Grupo de Taxonomía del Acuerdo sobre la Conservación de Albatros y Petreles (ACAP). Estas incluyen *Diomedea exulans* (South Georgia; Marion y Prince Edward; Crozet; Kerguelen y Macquarie), *D. dabbenena* (Tristan da Cunha y Gough), *D. antipodensis* (Auckland e islas Antipodes y Campbell) y *D. amsterdamensis* (Isla Amsterdam). Esta última descrita como especie hace pocas décadas (Roux et al. 1983). Robertson y Nunn (1998) propusieron 5 especies, incluyendo, además de *D. amsterdamensis*, elevar al estatus de especie a cuatro subespecies de *D. exulans* (*D. chionoptera*, *D. exulans*, *D. antipodensis* y *D. gibsoni*). Esta taxonomía difiere en la reconocida por ACAP, en que esta última entidad

considera a *D. antipodensis* y *D. gibsoni*, como una única especie: *D. antipodensis*. Análisis moleculares apoyan la existencia de tres grupos genéticamente distintos dentro de los cuatro taxa, sugiriendo que *antipodensis* y *gibsoni* son conespecíficos (Burg y Croxall 2004). A su vez, en base a la aclaración de Medway (1993) se ha adoptado en la literatura la nominación *exulans* para el taxa que reproduce en South Georgia, Marion y Prince Edward, Crozet, Kerguelen y Macquarie en lugar de *chionoptera*, así como de *dabbenena* para el taxa de Tristan da Cunha-Gough en lugar de *exulans*.

Distribución

Las principales colonias de reproducción se encuentran en cuatro grupo de islas del hemisferio Sur (Georgia del Sur-South Georgia en el Atlántico sudoccidental; Marion y Prince Edward, Crozet y Kerguelen en el Océano Índico), mientras que unas pocas parejas reproducen en Macquarie (ACAP 2009b). Presentan una distribución circumpolar en el hemisferio Sur. La población que se distribuye en Uruguay es la de Georgia del Sur, por lo tanto, es la abordada en la presente sección. Sin bien las aves de islas Kerguelen también usan durante su año sabático el océano Atlántico sur (Weimerskirch et al. 2015), no hay registros en Uruguay. Los adultos de Georgia del Sur durante la estación reproductiva se distribuyen en

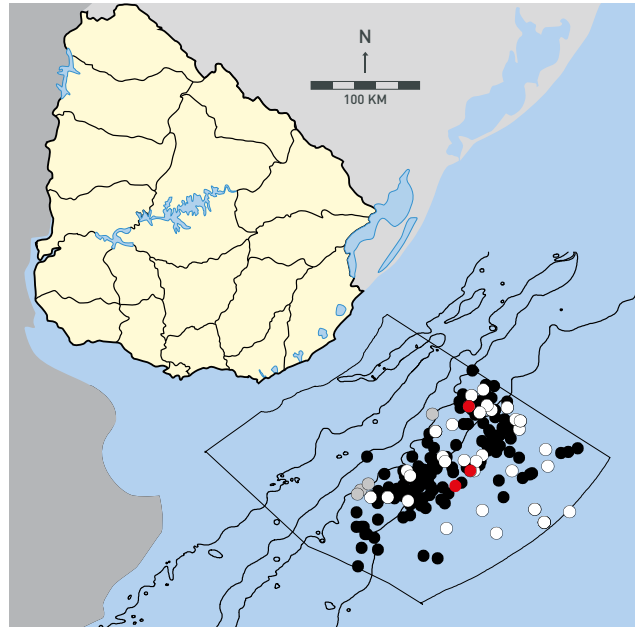


Figura 4. Registros del Albatros Errante en la Zona Económica Exclusiva (EEZ) de Uruguay (ver Notas). Los círculos blancos representan las localidades donde se registró captura incidental de la especie en palangre pelágico. Los círculos de color negro representan las localidades donde se realizaron conteos en esta pesquería con presencia de Albatros Errante sensu lato. Los tres círculos rojos corresponden a aves anilladas en Bird Island, Georgia del Sur, y observadas desde barcos. Los círculos grises corresponden a conteos en el B/I Aldebarán con presencia de Albatros Errante sensu lato. Se representan las isobatas de 50, 100, 200 y 2000m.

una amplia región del Atlántico sudoccidental al Sur de los 28° S y al oeste de los 17°W, con algunas aves ocasionalmente llegando al Pacífico sudeste por el Pasaje de Drake o a la península Antártica (Prince et al. 1998, Xavier et al. 2004, Jiménez et al. 2016). Fuera de la reproducción las aves se distribuyen en el sur de los océanos Atlántico, Índico y Pacífico (Prince et al. 1998, Mackley et al. 2010).

En Uruguay la especie se distribuye en el talud (i.e. entre isobatas de 200 y 2000m) y en



Figura 5. Albatros Errante anillado en Bird Island, Georgia del Sur (A.G. Wood in litt 2011), observado en el talud de Uruguay (M. Abreu).

aguas profundas (>2000m), aunque puede alcanzar la plataforma externa (i.e. entre isobatas de 100 y 200m; Fig. 4, 5 y 6)^{2,3,4,5}.

Fuentes: Croxall y Prince (1990), Prince et al. (1998), Croxall y Wood (2002), Jiménez et al. (2008), Jiménez et al. (2009a), Jiménez et al. (2011), Jiménez et al. (2014), Froy et al. (2015), Jiménez et al. (2015a, 2016), DINARA datos inéditos; Anexo 5.

Biología

Habita en aguas oceánicas pelágicas. En Georgia del Sur el Albatros Errante se reproduce de forma dispersa en formaciones tussok de gramíneas en las principales islas y también en pequeñas islas. La mayor parte de las colonias se encuentran al noroeste de Georgia del Sur, a una altura con respecto al nivel del mar de 30-100m, aunque algunos nidos pueden observarse a sólo 15m y otros a 140m. El principal sitio de reproducción es Bird Island, aunque hay unas 25-30 localidades donde reproducen desde escasas parejas, hasta pocas decenas (Islas Prion, Saddle y Cabo Alexandra) e incluso entre 150 y 200 parejas (Islas Annenkov y Albatross) (Poncet et al. 2006; Tickell 2000). En Marion y Prince Edward, los nidos están confinados a zonas costeras planas, a unos 100m y 200m de altura con respecto al nivel del mar, respectivamente (Tickell 2000). En Crozet reproduce en las tres islas principales (Ile aux Cochons, Possession y de l'Est) y en una isla pequeña (Îlots des Apôtres). Las colonias en altitudes más bajas están ubicadas en zonas costeras de Ile aux Cochons, donde reproduce ca. 60% de la población de Crozet (ACAP 2009b). La colonia a mayor altitud (139-289m) está en Îlots des Apôtres (Tickell 2000), donde reproducen una 120 parejas

(ACAP 2009b). En Kerguelen, las colonias están dispersas, siendo más numerosas al este de la isla (Péninsule Coubert), aunque la mayor colonia (65% de la población; ACAP 2009b) está al suroeste, en Péninsule Rallier du Baty (Tickell 2000).

Presenta características de historia de vida extremas, caracterizada por una muy baja fecundidad, muy alta supervivencia y longevidad. La edad de primera reproducción promedio es mayor a 10 años en ambos sexos, siendo levemente menor en las hembras (Croxall et al. 1999). En Georgia del Sur se ha observado una tendencia a disminuir la edad de primera reproducción (Croxall et al. 1998). Presenta una reproducción bienal. La pareja que logra tener éxito en criar un pichón demora aproximadamente un año, por lo que ambos adultos pasan el año siguiente en el mar. Los albatros llegan a las colonias en Noviembre (ACAP 2009b), un par de semanas más tarde en Georgia del Sur en comparación con las otras poblaciones. En Georgia del Sur, los Albatros Errante llegan en promedio 27 días antes del momento de la puesta de huevos. Los machos llegan primero, cuando aún hay volantones de la temporada previa, ocupan los sitios, y realizan viajes cortos de alimentación. La hembra visita la isla por intervalos reducidos, realizando un éxodo de pre-postura donde pasa varios días en el mar alimentándose. Sus nidos son construidos con vegetación suelta y presentan forma de cono truncado, con un diámetro inferior de aprox. 1m y superior de aprox. 0.5m. Los nidos son colocados a escasos metros de sus nidos previos, e incluso algunos reutilizan nidos que usaron previamente (Tickell 2000). El pico de la copulación es 10 días antes de la puesta (Tickell 2000). La puesta ocurre a finales de diciembre (ACAP 2009b). La masa promedio de los huevos en South Georgia es de 490g (Croxall et al. 1992). Durante la incubación (aproximadamente 72 días), los padres alternan turnos de incubación con viajes de alimentación al mar, que duran un promedio de 8 a 12 días,



Figura 6. Albatros Errante anillado en Bird Island, Georgia del Sur (A.G. Wood in litt 2015), observado en aguas profundas de Uruguay (S. Jiménez).

disminuyendo este periodo a medida que se aproxima la eclosión (Croxall et al. 1999). El huevo eclosiona alrededor de mediados de marzo y durante el periodo de cría "brooding" (aproximadamente 32 días), los padres asisten al pichón de forma continua alternando de uno a pocos días en el nido con viajes de alimentación. El resto del periodo de cría dura 245 días, tiempo durante el cual ambos padres se alimentan en el mar, volviendo a intervalos que varían de un día a varias semanas

para alimentar al pichón. El volantón se emancipa a partir de fines de Octubre, aunque la mayoría lo hace en Noviembre y algunos llegan a hacerlo en Enero (Croxall et al. 1999, Tickell 2000). Los juveniles pasan sus primeros años en el mar y regresan por primera vez a su sitio natal a una edad modal de 5 años (rango 3-8) (Pickering 1989, Croxall et al. 1990). Los adultos de la población de Georgia del Sur durante la estación reproductiva se distribuyen en una amplia región del Atlántico sudoccidental (Prince et al. 1998, Croxall y Wood 2002, Nicholls et al. 2002, Xavier et al. 2004, Jiménez et al. 2016). Los Albatros Errante adultos cambian las estrategias de alimentación y su rango de distribución durante los distintos estadios del ciclo reproductivo (Weimerskirch et al. 1993, Weimerskirch 1998, Croxall y Prince 1996, Croxall y Wood 2002, Jiménez et al. 2016). Particularmente durante el "brooding", cuando el pichón es muy joven y necesita la atención constante, los adultos restringen su rango de forrajeo a aguas próximas a Georgia del Sur. Cuando el pichón crece y logra su independencia térmica, ambos padres realizan viajes más largos, expandiendo enormemente su rango de forrajeo (Croxall y Prince 1996, Croxall y Wood 2002). Existe una segregación reportada entre ambos sexos. Las hembras forrajean en áreas más al norte que los machos (Croxall y Prince 1990, Prince et al. 1992, 1998, Jiménez et al. 2008, Jiménez et al. 2016). Luego de finalizar el periodo reproductivo, los Albatros Errantes que criaron de forma exitosa un pichón, o fallaron después de junio, pasan un año (año sabático) en el mar, antes de volver a la colonia a reproducirse. Sin embargo, una proporción considerable puede tardar más de un año en volver a hacerlo. Los que pierden su huevo o pichón antes de junio normalmente vuelven a reproducir en la estación siguiente (Croxall et al. 1999). Los adultos de Georgia del Sur en su año "sabático" se distribuyen por el sur de los Océanos Atlántico, Índico y Pacífico (Mackley et al. 2010).

En Uruguay la especie ha sido registrada durante todo el año, sin embargo su abundancia aumenta entre Mayo y Noviembre, con un pico a partir de Septiembre. Esto ha sido corroborado con datos de abundancia de aves asociadas barcos de palangre pelágico (Jiménez et al. 2011), capturadas incidentalmente en ésta pesquería (Jiménez et al. 2008, 2014), recaptura de aves anilladas (Croxall y Prince 1990, Prince et al. 1998) y de aves rastreadas con distintos dispositivos (Croxall y Prince 1996, Prince et al. 1998). A su vez existe una mayor proporción de hembras (Prince et al. 1998, Jiménez et al. 2008, 2011, 2014). El periodo de mayor abundancia coincide con el periodo siguiente al cuidado de los pichones "brooding", particularmente desde la mitad al final de la cría de pichones, o "post-brooding", cuando los padres, particularmente las hembras que se distribuyen más al norte, pueden viajar mayores distancias durante periodos más prolongados (Prince et al. 1998, Jiménez et al. 2008, Jiménez et al. 2016). A su vez, a estas aves se le suman aquellas aves adultas (finalizando su año sabático) que regresan a la región para reproducir en la siguiente temporada, produciendo un pico de abundancia en la región entre Septiembre y Noviembre. Dos hembras adultas capturadas incidentalmente Uruguay (1 Oct. y 20 Nov) y anilladas en



Figura 7. Albatros Errante alimentándose de calamar (*Illex argentinus*), frecuentemente usado como carnada en la pesca con palangre pelágico (P. Miller).

Georgia del Sur, presentaban un huevo en formación, confirmando que fueron capturadas durante el periodo de pre-postura (DINARA datos inéditos).

Su dieta está basada principalmente en calamares, incluyendo una gran cantidad de especies, peces y carroña (Imber 1992, Cherel y Klages 1998, Xavier et al. 2003a). También consume Krill (*Euphausia superba*) y otros crustáceos y tunicados (Imber 1992, Xavier et al. 2003b). Los calamares se encuentran mayormente representados en la dieta, posiblemente debido a la mayor resistencia de sus picos a la digestión en comparación con los otolitos de los peces óseos. Las familias de calamares más relevantes en la dieta son Onychoteuthidae, Cranchiidae y Histiotteuthidae. Las mismas son mayormente representadas por *Kondakovia longimana*, *Taonius* sp. y varias especies de *Histiotteuthis* (especialmente, *H. atlántica* y *H. eltaninae*) (Imber 1992, Xavier et al. 2003a, 2004). Se asocian a barcos pesqueros que operan sobre el talud y en aguas oceánicas profundas para alimentarse de descartes, eviscerados, y en las pesquerías de palangre, también de carnadas (Fig. 7). Consumen mamíferos marinos muertos (Fig. 8) (Cherel y Klages 1998). En un estudio reciente de contenidos estomacales de aves capturadas incidentalmente en pesquerías de Uruguay, se registraron numerosas especies de calamares (incluyendo *Histiotteuthis atlantica* y *H. eltaninae*) y también peces (Jiménez et al. 2017b).

Estado de Conservación

Las aves pertenecen a la población de Georgia del Sur (Croxall y Prince 1990, Prince et al. 1998, Jiménez et al. 2008), donde reproducen anualmente 1278 parejas (Poncet et al. 2017). Este valor, considerando su ciclo bienal, sugiere un número cercano a los 5000 indi-

viduos maduros. Entre 1984 y 2004, esta población disminuyó de 2230 a sólo 1553 parejas reproductoras anuales, y a una tasa particularmente alta (4% anual) desde 1997 (Poncet et al. 2006). Un censo completo en la temporada reproductiva 2014/2015 indicó una población de 1278 parejas, lo que implica una disminución adicional del 1,8% anual desde 2004 (Poncet et al. 2017). La serie de tiempo más larga de conteos en Bird Island, donde se encuentra el 60% de la población de Georgia del Sur, indica una caída de 1922 parejas en 1962 a 948 parejas en 2004 (Croxall et al. 1990, Poncet et al. 2006). En 2014/2015 se estimó un total de 772 parejas (Poncet et al. 2017), lo que indica una disminución sostenida y mayor al 50% en menos de tres generaciones. Una disminución en la supervivencia de adultos ha sido posiblemente la principal causa de su disminución. En particular, la tasa de supervivencia de las hembras adultas en Bird Island, South Georgia, fue menor que la de los machos hasta la década de 1990s (Croxall et al. 1990, 1998) y no existen análisis posteriores. La principal causa de su disminución es la pesca con palangre pelágico, siendo una de las especies más afectada por esta pesca en el Atlántico sudoccidental (Jiménez et al. 2012b).

Amenazas

Durante la reproducción y el periodo no-reproductivo, la distribución del Albatros Errante se superpone con pesquerías que operan sobre el talud y aguas oceánicas. Las pesquerías de palangre pelágico son sin duda la mayor amenaza a nivel global (Croxall y Prince 1990, Brothers 1991, Murray et al. 1993, Klaer y Polacheck 1997, Gales et al. 1998, Bugoni et al. 2008a, Trebilco et al. 2010, Jiménez et al. 2014). Los niveles de mortalidad de esta especie en el palangre de fondo dirigido a Merluza Negra (*Dissostichus eleginoides*) en los



Figura 8. Aves marinas alimentándose del cadáver de un Cachalote (*Physeter macrocephalus*), entre ellos un Albatros Errante, en Uruguay (M. Abreu).

mares del sur fueron altos al menos durante la década de los 1990 (Moreno et al. 1996). Sin embargo, en la actualidad se estima que la mortalidad de esta especie en las áreas manejadas por la Convención sobre la Conservación de los Recursos Vivos Marinos Antárticos (CCAMLR) es muy baja desde principios de la década del 2000 (Waugh et al. 2008b). Fuera de las áreas de CCAMLR también se ha reportado captura incidental en palangre de fondo. En el borde de la plataforma del Atlántico sudoccidental, esta especie se asocia con esta pesquería (Croxall et al. 1999, Otley et al. 2007), sin embargo los niveles de mortalidad parecen ser muy bajos (Favero et al. 2013). Existe muy poca información sobre la mortalidad del Albatros Errante en la pesca de arrastre (Abraham y Thompson 2011).

Como ocurre a nivel global, en el Atlántico sudoccidental la principal amenaza es la pesca con palangre pelágico (Vaske 1991, Bugoni et al. 2008a; Jiménez et al. 2008, 2014). De hecho, se considera que la población de Georgia del Sur es más afectada por esta pesca en la región que cualquier otra población de albatros y petreles (Jiménez et al. 2012b, 2014, 2016). Debido a su hábito ampliamente oceánico, la especie interactúa con esta pesca en el talud y aguas profundas del Sur de Brasil (Bugoni et al. 2008a) y de Uruguay y en una amplia región de aguas internacionales donde se distribuyen flotas de varios países (Jiménez et al. 2008, 2009b, 2012b, 2014). En base al esfuerzo de pesca de estas flotas (en número de anzuelos) en el Atlántico sudoccidental y la distribución de los albatros rastreados mediante distintos dispositivos, se determinó que la flota taiwanesa es la que históricamente se ha solapado en mayor proporción con esta población. Luego siguen los buques de Brasil, Uruguay, España, Japón y Portugal (Jiménez et al. 2016). Las hembras se encuentran consistentemente en mayor riesgo en la región de la confluencia Brasil-Malvinas, mientras que los machos han mostrado niveles más bajos y más variables de superposición con esta pesca entre 35° y 45°S (Jiménez et al. 2016). La abundancia de aves marinas asociadas a esta pesca fue estudiada sobre el talud y aguas profundas de la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguay (ZCPAU) en 2005–2008, con un mayor esfuerzo de observación en aguas de Uruguay (Jiménez et al. 2011). Un total de 376 Albatros Errante *sensu lato* fueron observados en el 36% de los 415 conteos realizados. La abundancia máxima de 16 individuos. Posterior a este estudio se han realizado numerosas observaciones. En esta pesca, entre 2004 y 2011 se registraron 33 capturas incidentales de Albatros Errantes en aguas de Uruguay e internacionales adyacentes, 15 de ellos anillados en Georgia del Sur (Jiménez et al. 2014). El pico de captura ocurrió en Septiembre–Noviembre. A su vez, se obtuvieron una gran cantidad de recapturas de anillos adicionales reportados por pescadores de barcos palangreros. Ambas fuentes de información combinadas sugieren que en 2005 y 2006 un mínimo de 9 y 11 Albatros Errantes fueron capturados incidentalmente en aguas de Uruguay y adyacentes, únicamente por la flota de bandera Uruguaya, respectivamente (Jiménez et al. 2012b). La mortalidad de escasas decenas de estos albatros al año podría resultar en un declive poblacional en Georgia del Sur (Jiménez et al. 2012b). Considerando

los valores arriba mencionados, y todas las flotas que operan en la región, es razonable que este umbral sea ampliamente superado.

Dentro de la ZEE de Uruguay no hay registros de Albatros Errantes asociados a la pesca de arrastre de fondo de altura dirigida a Merluza Común (*Merluccius hubbsi*; DINARA datos inéditos), sin embargo se requiere mayor esfuerzo de observación en esta pesquería, particularmente durante invierno-primavera. Debido a que la pesca dirigida a Merluza Negra ocurre sobre el talud de Uruguay, es altamente probable que esta especie se asocie a estos barcos, aunque no hay información publicada.

Medidas Prioritarias

- 1) Monitoreo de la captura incidental en todas las pesquerías de palangre de Uruguay, con énfasis en las que operen desde el talud hacia aguas profundas.
- 2) Uso de las siguientes medidas en pesca comercial con: a) Palangre pelágico: calado nocturno en combinación con el uso simultáneo de una línea espantapájaros o de un peso mínimo en la brazoladas de 60g a 1m del anzuelo. Se alienta el uso simultáneo de las tres medidas; b) Palangre de fondo (Merluza Negra): Dispositivo de Exclusión de Mamíferos y Aves (DEMA) o peso mínimo en la línea que asegure una tasa de hundimiento igual o superior a 0.3 metros por segundo en combinación con línea espantapájaros o calado nocturno; c) Otras pesquerías de palangre que puedan operar en el futuro: peso mínimo en la línea en combinación con línea espantapájaros o calado nocturno.
- 3) Monitoreo del uso de medidas de mitigación en agosto-diciembre en la región del talud y aguas profundas.

Medidas de Conservación

El Albatros Errante se encuentra listado en el Apéndice II de CMS e incluido en las especies del Acuerdo sobre la Conservación del Albatros y Petreles (ACAP). La principal amenaza en Uruguay lo constituye la pesca con palangre pelágico, por lo que las medidas de conservación requeridas en el país son aquellas para mitigar su captura incidental en esta pesca. Sin embargo, debido a su estado de conservación se debe tener máxima precaución en todas aquellas actividades pesqueras que se produzcan desde el talud hacia aguas profundas. Por ejemplo, aunque la captura incidental de aves marinas en la pesca con palangre de fondo es prácticamente nula debido a la implementación de medidas de mitigación (Jiménez et al. 2015b), cualquier modificación futura en el arte o en las prácticas de pesca debe ser evaluada.

Con respecto a la pesca con palangre pelágico, Uruguay es parte contratante de la Co-

misión Internacional para la Conservación del Atún Atlántico (CICAA), la organización pesquera intergubernamental responsable de la conservación de los túnidos y especies afines en el océano Atlántico, por lo que debe seguir recomendaciones específicas para proteger a las aves marinas (Recomendación 11/09). El marco jurídico nacional que protege a esta especie en las pesquerías aplica de forma similar que para los otros albatros que se distribuyen en el país. El decreto 248/997 protege a los Procellariiformes en las pesquerías de palangre a través de medidas de mitigación. Sin embargo, el mismo no considera todas las mejores prácticas reconocidas en la actualidad. El "Plan de Acción Nacional para Reducir la Captura Incidental de Aves Marinas en las Pesquerías Uruguayas (PAN Aves Marinas-Uruguay" (Domingo et al. 2007) dispuso medidas de mitigación para el palangre pelágico. La versión revisada y actualizada (PAN Aves Marinas-Uruguay 2015) presenta, entre otras acciones, medidas de mitigación para la captura incidental de aves marinas en general para las pesquerías de palangre (Jiménez et al. 2015b) y un listado de "Especies de alta prioridad para mitigar su captura incidental" en las pesquerías de Uruguay. El Albatros Errante se encuentra en el primer lugar de ésta lista. Para las pesquerías de palangre pelágico se requiere el uso de calado nocturno en combinación con el uso simultáneo de una línea espantapájaros o de un peso mínimo de 60g a una distancia no mayor a 1m del anzuelo en la brazoladas del palangre. Se alienta al uso de las tres medidas de forma simultánea (Jiménez et al. 2015b). Considerando la época del año donde ocurren las mayores tasas de captura incidental de esta especie (con límites temporales conservadores de ± 1 mes), su captura incidental podría reducirse mediante el uso estricto de medidas de mitigación en Agosto-Diciembre desde el talud hacia aguas profundas (Jiménez et al. 2014).

Notas

¹ Esta nueva información será incorporada en el próximo proceso de actualización de la Lista Roja de Aves del Uruguay.

² Los registros históricos para Uruguay y aguas adyacentes fueron revisados por Escalante (1970) y Arballo y Cravino (1999). Para aquellos que se pudo consultar en su fuente original (Paefslers 1911, 1913, 1914) sus posiciones (i.e. latitud y longitud) y fecha, uno de ellos se distribuye dentro de la Zona Económica Exclusiva (ZEE, i.e. 200 millas náuticas) de Uruguay. Este corresponde a un albatros observado el 2 de Octubre de 1912 en la posición 35,5 S – 52,8 W (Paefslers 1914), talud de Uruguay. De acuerdo a la taxonomía reinante en ese entonces (ver Taxonomía y Sistemática), además de la escasa información sobre albatros reales en la época, no es posible asegurar que se trate de un albatros *D. exulans*. El ejemplar colectado por Joseph Banks el 23 de Diciembre de 1768 que fue la base para la descripción de *Diomedea spadicea* (Gmelin 1789), "Chocolate Albatross", a menudo considerado el primer registro para Uruguay de *Diomedea exulans* (Arballo y Cravino 1999, Claramunt y Cuello 2004), fue colectado adyacente, pero afuera de la Zona Económica Exclusiva de Uruguay en

aguas internacionales, 37°11'S, 50°32'W (Medway 1993). Además se trataría de un espécimen de la población de Tristan da Cunha y Gough, por lo tanto *D. dabbenena* (Medway 1993).

³ La mayoría de los registros basados en observaciones en el mar (ver abajo) no pueden ser atribuidos inequívocamente a *D. exulans* debido a su gran similitud con *D. dabbenena*. Aquí se consideran registros válidos cuando provienen de aves anilladas o monitoreadas de forma remota en sus colonias de reproducción o de especímenes para los cuales se pudo tomar medidas morfométricas. Un número extenso de recapturas de albatros anillados (Croxall y Prince 1990; Jiménez et al. 2008; Prince et al. 1998; Stagi et al. 1998), o monitoreados con transmisores satelitales (PPT) y más recientemente con GPS (Prince et al. 1992, 1998, Croxall y Wood 2002, Froy et al. 2015, Jiménez et al. 2016), todos provenientes de Bird Island, Georgia del Sur, han demostrado que la especie utiliza el talud y las aguas profundas de Uruguay. A su vez, se han obtenido numerosos registros de aves capturas incidentalmente en palangre pelágico dentro de aguas uruguayas (talud y aguas profundas) e identificadas mediante análisis morfométrico o reporte de anillos (Jiménez et al. 2008, 2009b, 2014, 2015a, DINARA y Proyecto Albatros y Petreles datos inéditos).

⁴ Existen numerosos registros de *D. exulans sensu lato* observados en 2005-2008 desde barcos de palangre pelágico (Jiménez et al. 2011). La mayoría de ellos corresponden a la ZEE de Uruguay, donde fueron registrados en el talud y aguas profundas. Tres albatros observados fueron anillados en Bird Island, Georgia del Sur (Fig. 5 y 6; Anexo 5), confirmando su identificación. En varias campañas (excluyéndose aquellas con palangre pelágico) del Buque de Investigación, B/I Aldebarán, de la Dirección Nacional de Recursos Acuáticos (DINARA), se obtuvieron únicamente cuatro registros de *D. exulans sensu lato* sobre el talud.

⁵ El mapa de distribución se construyó en base a: 1) aves capturadas incidentalmente e identificadas por morfometría y/o reporte de anillos (Jiménez et al. 2008; Jiménez et al. 2009b; Jiménez et al. 2014, 2015a) (DINARA y Proyecto Albatros y Petreles datos inéditos); 2) datos de avistamientos (Jiménez et al. 2011) (DINARA datos inéditos). Los primeros registros (círculos blancos en el mapa) corresponden a registros inequívocos de la especie en Uruguay. Sin embargo, los datos de avistamientos (excepto círculos rojos en el mapa, ver Anexo 5) están sujetos a la duda (círculos negros y grises en el mapa), ya que parte de los mismos podrían corresponder a *D. dabbenena*. En base a la identificación específica de las aves capturadas incidentalmente en palangre dentro de aguas de Uruguay se estima que la mayor proporción de los *D. exulans sensu lato* observados desde barcos pesqueros en el talud de Uruguay y aguas profundas corresponde a *D. exulans* (ver Jiménez et al. 2014). A pesar del grado de incertidumbre, se consideró importante representar estos registros como una aproximación al rango de distribución de la especie en Uruguay. En la elaboración del mapa se excluyeron 15 observaciones de posibles *D. dabbenena*. No se incluyen los registros de aves monitoreadas mediante transmisores satelitales o GPS (Prince et al. 1998, Froy et al. 2015, Jiménez et al. 2016), ni los registros de aves anilladas y recuperadas en Uruguay reportadas en Croxall y Prince (1990) y Prince et al. (1998). Debido a que corresponden al talud y aguas profundas, no modificarían la distribución de la especie en Uruguay. Tampoco se incluyeron registros inéditos más

recientes de aves observadas desde barcos de pesca o del Buque de Investigación, B/I Aldebarán, operando con palangre pelágico, que requieren ser procesados. Sin embargo, los mismos tampoco modificarían el rango de distribución presentado en la Figura 4.

EN

ALBATROS PICO AMARILLO

Thalassarche chlororhynchos (Latham 1785)

Sebastián Jiménez, Martín Abreu y Andrés Domingo



Figura 1. Albatros Pico Amarillo adulto (S. Jiménez).

Otros nombres comunes

Albatros Pico Fino (Achaval 1967), Albatros Pico Amarillo y Negro (Achaval 2009; Arballo y Cravino 1999). Inglés: Atlantic yellow-nosed Albatross; Western yellow-nosed Albatross.

Etimología

Thalassarche, del griego *thalassa*, *thalassēs* = mar, *arkhē* = poder, mando, *arkhō* = gobernar, líder, jefe; *chlororhynchos*, del griego, *chlōros* = amarillo, amarillo verdoso, verde, *rhunkhos* = pico (Tickell 2000, Chebez et al. 2011, Jobling 2017).



Figura 2. Vista dorsal de Albatros Pico Amarillo (M. Abreu).

Descripción

Albatros chico (79 cm de longitud media, 199 cm de envergadura media, 2.2 kg) de color blanco, excepto superficie dorsal de alas, manto y cola gris oscura a negra. Abdomen blanco con subcaudales negras. Cabeza, nuca y parte posterior del cuello gris pálido, conservando la corona blanca. Pequeña ceja negra y parche delante del ojo del mismo color, con fina línea blanca demarcando el ojo por debajo. Subalares blancas con punta y fino borde negro, siendo poco más ancho el negro en el borde de ataque que en el de fuga. Pico delgado negro con borde superior (culmen) amarillo, rodeado extensamente en su base de piel negra, y punta (ungis) naranja a rojiza. La base de la placa córnea del culmen se amplía detrás de narinas, redondeándose sobre su base, lo que permite diferenciarlo del Albatros Pico Amarillo del Índico (*Thalassarche carteri*), en el cual se estrecha detrás de las narinas y termina en forma de punta. Patas rosado pálidas a gris azuladas. Los jóvenes son similares al adulto, pero con la cabeza blanca. Rara vez algunos individuos muestran semicollar gris similar a jóvenes de otras especies de albatros. El parche ocular oscuro más pequeño que en el adulto o ausente. Pico enteramente negro que con la edad se va aclarando su borde superior. Subalar similar al adulto, pero su borde oscuro poco más ancho y desalineado. Los adultos son diferente al Albatros Ceja Negra (*Thalassarche melanophris*) y al Albatros Cabeza Gris (*Thalassarche chrysostoma*) por el patrón alar con banda negra del borde de



Figura 3. Vista ventral del Albatros Pico Amarillo (P. Miller).

ataque más fina y por color del pico. En ejemplares jóvenes subalar mayormente blanca lo distingue de ambas especies en la que es mayormente oscura.

Taxonomía y Sistemática

Sinónimos: *Diomedea chlororhynchos*; *Diomedea c. chlororhynchos*. Una filogenia basada en genética (Nunn et al. 1996) mostró que los albatros (familia Diomedidae) presentan cuatro grupos monofiléticos (*Diomedea*, *Phoebastria*, *Phoebetria* y *Thalassarche*). El género *Thalassarche* se encuentra cercanamente relacionado a los albatros oscuros *Phoebetria*. Comparten en cierto grado algunas características morfológicas, entre ellas un pico comprimido lateralmente y de menor tamaño, con culmen estrecho, y una cola relativamente larga, en comparación con los dos restantes grupos (Nunn et al. 1996). La locali-

dad tipo es en los 35°13'S y 6°03'W, Atlántico Sur central. La pintura de uno de los dos albatros obtenidos (no conservados hasta la actualidad) en la mencionada localidad el 12 de Octubre de 1772 por George Forster corresponde al lectotipo (Medway 1998). Dos taxa distintas a la nominal fueron subsecuentemente descritas (*Thalassogeron carteri*, Rothschild 1903 y *Diomedea bassi*, Mathews 1912) y tratadas como subespecies, aunque luego se demostró se trataba del mismo taxa (Robertson 2002). Debido a que *carteri* precede a *bassi*, los Albatros Pico Amarillo del Índico corresponden al primer taxa. Robertson y Nunn (1998) propusieron la separación de los albatros del Atlántico (Tristán da Cunha y Gough) de aquellos del Océano Índico en dos especies: *Thalassarche chlororhynchos* y *T. carteri*, respetivamente. Esta nueva taxonomía ha sido aceptada ampliamente (Brooke 2004, Onley y Scofield 2007, BirdLife International 2017), aunque no del todo (Penhallurick y Wink 2004, Penhallurick 2012). El Grupo de Trabajo sobre Taxonomía del Acuerdo sobre la Conservación de Albatros y Petreles (ACAP) considera válidas las dos especies.

Categoría UICN Global: EN A4bd;B2ab(v) (BirdLife International 2017).

Presenta un rango de reproducción restringido a dos archipiélagos en el Atlántico sur central (Gough y Tristan de Cunha). En base a modelos realizados para las poblaciones de Gough y Tristan da Cunha se ha estimado que la población global estaría experimentando una disminución muy rápida (ver Estado de Conservación), clasificándola como en Peligro.

Categoría UICN Nacional: EN A4bd (Azpiroz et al. 2012a).

Las aves que visitan Uruguay provienen de los dos archipiélagos donde reproduce la especie: Tristán da Cunha y Gough. En base a la predicción realizada para las islas de reproducción (disminución >70% en tres generaciones; i.e. 72 años) (ver Estado de Conservación), se infiere que población visitante de Uruguay se encuentra disminuyendo a una tasa similar. La causa más probable es la mortalidad incidental en la pesca con palangre pelágico. La población visitante de Uruguay cumple entonces los criterios A4bd de EN. No se espera que la situación mejore a corto plazo en las islas de reproducción, por lo tanto, tampoco en Uruguay.

Proporción de la Población Global en Uruguay: Desconocida. Asumiendo un tamaño poblacional proporcional a la superficie del rango de distribución del Albatros Pico Amarillo [i.e. aguas jurisdiccionales de los países de Sudamérica (Sur de Brasil, Uruguay y Norte de Argentina) y África del Sur (Angola, Namibia y Sudáfrica) y la franja oceánica que une ambas secciones de los dos continentes], el porcentaje que llegaría a Uruguay sería bastante menor al 5% de la población global (i.e. < 1050-1600 adultos; asumiendo una población global de 21000-32000 adultos, BirdLife International 2017). Este valor es ampliamente superado, considerando la abundancia con que este albatros es observado desde barcos de pesca. En 2014 fueron realizados diversos conteos (con varias metodologías) en el buque de investigación B/I Aldebarán en dos viajes (Febrero y Marzo) y desde dos barcos de arrastre de altura de la flota industrial (Marzo y Abril). La abundancia total observada en los cuatro viajes superó en un orden de magnitud los umbrales mencionados. Sin embargo, debido a las pseudo-réplicas (varios conteos por día y cercanos en el tiempo) esta abundancia máxima carece de valor. Utilizando únicamente el conteo diario con mayor abundancia de la especie fueron observados más de 3650 Albatros Pico Amarillo [media = 187 individuos (rango = 3-900, n = 19 días)] entre plataforma externa y borde del talud de Uruguay (DINARA datos inéditos). Debe considerarse que el Albatros Pico Amarillo está presente todo el año en Uruguay, con un pico de abundancia en Marzo-Mayo (o inicios de Junio) y otro en Octubre-Noviembre (ver datos suplementarios en Jiménez et al. 2011). Por lo tanto, gran parte de la población global podría hacer uso de las aguas de Uruguay a lo largo del año.



Figura 4. Vista ventral del Albatros Pico Amarillo inmaduro (M. Abreu).

Distribución

Reproduce únicamente en Tristán da Cunha y Gough. Los Albatros de Pico Amarillo se distribuyen ampliamente en aguas tropicales y subtropicales, principalmente entre los 25° y los 50° S, del Océano Atlántico sur. Se distribuye ampliamente en la costa de Sudamérica entre el Sur de Brasil y el Norte de Argentina y en la costa del sur de África, alcanzando latitudes más norte en este sector, hasta los 10°S (Tickell 2000, Brooke 2004). Visitante en las aguas jurisdiccionales de Uruguay. Se distribuye ampliamente (Fig. 5)^{1,2}. Ocurre en aguas neríticas de la costa Atlántica y en la plataforma continental, talud (i.e. entre isobatas de 200 y 2000m) y

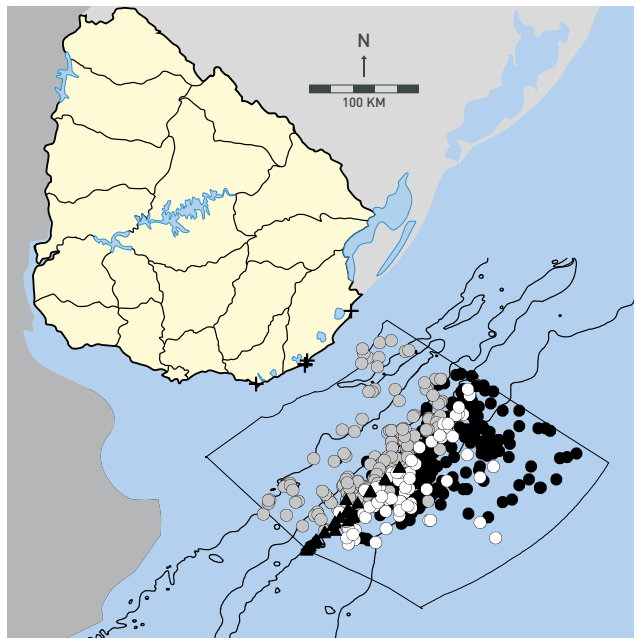


Figura 5. Registros del Albatros Pico Amarillo en la Zona Económica Exclusiva (EEZ) de Uruguay. En color negro se representan las localidades donde se realizaron conteos desde barcos pesqueros (círculos: palangre pelágico, triángulos: arrastre de fondo) con presencia de la especie. Los círculos grises corresponden a conteos en el B/I Aldebarán con presencia de la especie. Los círculos blancos representan las localidades donde se registró captura incidental de la especie en palangre pelágico. Las cruces representan aves muertas varadas en la costa. Se representan las isobatas de 50, 100, 200 y 2000m.

aguas profundas (>2000m).

Fuentes: Achaval (1967), Thurston (1988), Curtis (1994), Stagi et al. (1998), Arballo y Cravino (1999), Jiménez et al. (2009a), Jiménez y Domingo (2009), Abreu et al. (2010), Jiménez et al. (2010), Jiménez et al. (2011), Jiménez et al. (2012a), Jiménez et al. (2015b), M. Abreu (datos inéditos), DINARA (datos inéditos); Anexo 6.

Biología

Habita en aguas oceánicas pelágicas y también neríticas. En Tristán de Cunha el Albatros Pico Amarillo se reproduce en las tres islas del grupo, Tristán da Cunha, Nightingale e Inaccessible y en las pequeñas islas satélites de Middle y Stoltenhoff. Construye sus nidos sobre formaciones Tussoks de gramíneas, en rocas y debajo de árboles y arbustos (Rowan 1951, Fraser et al. 1988, Tickell 2000). En Gough reproduce sobre pendientes pronunciadas entre 60 y 300m. Los nidos se encuentran dispersos entre formaciones densas de helechos *Blechnum* a los lados de los valles, aunque se estima son más abundantes en zonas más altas y en la cima de acantilados (Tickell 2000).

Reproduce con una frecuencia anual. Las aves adultas regresan a sus colonias desde mediados de Agosto, cuando comienzan a ser observadas en el mar, y hacia el fin este mes aumenta notablemente el número de individuos, para ir a tierra a inicios de Septiembre. A partir de Septiembre ocurre la puesta (Rowan 1951). Pone un único huevo con dimensiones promedio de 9.5x6.3cm y una masa de 212g (184-238g) (Tickell 2000). Aunque la especie es relativamente monógama, presenta cierta plasticidad y pueden formar varias parejas diferentes de largo plazo durante su vida reproductiva y también relaciones de corto plazo si su pareja regular no está presente por una temporada (Ryan et al. 2007). Ocurren nidos con dos huevos con una mayor frecuencia que en otras especies de albatros, aunque esto se asocia a dos parejas que intentaron usar el mismo nido o un macho que forma pareja con dos hembras; generalmente vinculado a reproductores sin experiencia (Fraser et al. 1988, Ryan et al. 2007). Los nidos tienen la forma de un pedestal o columna y es construido con barro, turba y vegetación, presentando un diámetro de aprox. 40cm (Tickell 2000, Brooke 2004). El pico de eclosión ocurre a fines de Noviembre – principios de Diciembre, y los volantones abandonan los nidos a partir de Abril (Rowan 1951). En Gough la fenología es un poco más retrasada, posiblemente debido a su latitud más sur. Las aves jóvenes pasan los primeros años de su vida en el mar, regresan por primera vez entre los 5 y 12 años de edad y reproducen por primera vez entre los 6 y 13 años, con una edad promedio de 9.7años (Cuthbert et al. 2003b). Son longevos, igual que el resto de los albatros, con registros de cerca de 40 años de edad (Hagen 1982).

Las aves juveniles (primer año de vida) son aparentemente más abundantes en la costa del sur de África (Hagen 1982), donde también ocurren adultos reproductores y no reproductores (ACAP 2009c). En la costa de Sudamérica se observan principalmente aves adultas

(reproductores y no reproductores) e inmaduras (Bugoni y Furness 2009, DINARA datos inéditos). En el Atlántico sudoccidental puede observarse durante todo el año, manteniéndose en general sobre aguas cálidas al norte del Convergencia Subtropical. Por lo tanto es muy abundante en aguas de Brasil, de Uruguay y aguas internacionales adyacentes. Durante los meses de invierno la especie es más abundante en aguas de Brasil e internacionales adyacentes, mientras que en primavera-otoño su abundancia se incrementa notoriamente en aguas de Uruguay (Olmos 1997, Bugoni et al. 2008a, Jiménez et al. 2011, 2015b), siendo también abundante en los meses de verano en el norte de Argentina dentro de la Zona Común de Pesca Argentina-Uruguay (Jiménez et al. 2015b, DINARA datos inéditos). En Uruguay, a partir de numerosos conteos de aves asociadas a barcos palangreros pelágicos, se determinó que el Albatros Pico Amarillo está presente durante todo el año en el talud y aguas oceánicas, con un pico de abundancia entre Marzo y Mayo-Junio y otro en Octubre-Noviembre (ver Datos suplementarios en Jiménez et al. 2011). Los datos de captura incidental en esta pesquería en aguas de Uruguay muestran una estacionalidad similar (ver Amenazas). La mayor abundancia en los meses de fines de verano-otoño también ha sido confirmada en la plataforma externa y talud en conteos de aves en la pesca con arrastre de fondo, de palangre de fondo (ver Amenazas) y también en campañas del B/I Aldebarán. En campañas realizadas en Agosto, Septiembre, Octubre de 2013 y Febrero y Marzo de 2014, la abundancia máxima fue observada en Marzo (DINARA datos inéditos). Su dieta se compone principalmente de peces y calamares, descartes pesqueros, aunque ha sido muy poco estudiada (Colabuono y Vooren 2007). Presenta una alta asociación con barcos pesqueros para alimentarse de descartes, vísceras y carnadas (ver Estado de Conservación y Amenazas). En la pesca de grandes peces pelágicos con palangre se alimenta de carnadas (calamar *Illex argentinus* y peces), vísceras resultantes del procesado de la captura (p.e. hígado de tiburón; Fig. 6). También se alimenta de descarte en la pesca de arrastre de altura. Otras presas lo constituyen el zooplancton gelatinoso, como Cnidarios Hydrozoa (Fig. 7).

Estado de Conservación

Esta especie presenta una población reproductora relativamente pequeña (con respecto a otras especies del género), endémica del archipiélago de Tristán da Cunha y Gough Island en el Atlántico Sur central (Cuthbert et al. 2003b, Cuthbert y Sommer 2004), de donde provienen las aves que llegan a Uruguay. La población de Gough ha sido estimada en 5300 parejas anuales (Cuthbert y Sommer 2004). Existe menor precisión en las estimaciones del número de parejas para el grupo Tristán da Cunha, especialmente en la isla de Tristán donde las estimaciones son basadas en datos de 1974. Considerando los datos disponibles, la estimación del tamaño poblacional para todo el grupo (incluyendo las islas de Tristán Cunha, Nightingale, Inaccesible, Stoltenhoff y Middle) podría ubicarse entre 21.700



Figura 6. Albatros Pico Amarillo alimentándose hígado de tiburón, resultado del eviscerado en la pesca con palangre pelágico (R. Forselledo).

y 35.800 parejas reproductivas (ACAP 2009c). Sin embargo, se estima que la población de la isla de Tristán da Cunha podría haber experimentado una gran reducción. A través de modelos poblacionales basado en pequeñas colonias monitoreadas se ha predicho una tasa anual de disminución de 1.5–2.8% en Gough, y de 5.5% en Tristán da Cunha (Cuthbert et al. 2003b). Se estima que la disminución exceda el 70% en tres generaciones (BirdLife International 2017). Considerando este escenario de disminución es posible que la población de la isla Tristán da Cunha haya disminuido a 3.250 parejas reproductivas, sugiriendo que la población global podría ser sólo de 13.900 parejas o 21.000-32.000 individuos maduros (BirdLife International 2017). Datos recientes de Gough sugieren una disminución entre 1982-94, una aumento en 1994-2007, y luego una rápida disminución en 2007-11, si bien no se encontró una tendencia poblacional negativa para el periodo de 30 años (Cuthbert et al. 2014). Sin embargo, en ausencia de información del grupo de Tristán da Cunha, donde se aloja la mayor parte de la población global, no es posible asegurar otro escenario que de disminución. En Stoltenhoff y Middle la población disminuyó al menos a la mitad desde 1974 a 2009 (Ryan et al. 2011). La evidencia sugiere que la mayor parte de los descensos observados en el Albatros Pico Amarillo son causa de la pesca con palangre pelágico.

Amenazas

En el pasado los huevos fueron utilizados como alimento por los habitantes de Tristán, muchos cientos era tomados cada temporada junto con los de Pingüino de Penacho Amarillo. Además los albatros también eran consumidos, aparentemente en números de pocos miles entre Enero y Marzo (Murphy 1936). Robert C. Murphy (1936: 523) escribió: "Las cifras parecen increíbles, pero si de alguna manera se aproximan a la verdad, la pronta extinción de esta hermosa especie en su principal lugar de anidación del Atlántico está sin duda amenazada". En la actualidad la amenaza que enfrentan en sus sitios de reproducción es la depredación de pichones por parte de roedores introducidos, aunque el impacto parece no ser considerable (Angel y Cooper 2006, Cuthbert et al. 2013). En el mar su principal amenaza los constituyen las pesquerías comerciales a través de la captura incidental (Bugoni et al. 2008a, Petersen et al. 2009, Jiménez et al. 2010, Maree et al. 2014). Fuera de sus islas de reproducción la especie se distribuye en aguas oceánicas y en aguas jurisdiccionales de Angola, Namibia, Sudáfrica, Brasil, Uruguay y Argentina (BirdLife International 2017), donde se superpone con la distribución de un gran número de flotas pesqueras.

En el Atlántico sudoccidental se asocian a barcos de una gran diversidad de pesquerías, desde aguas internacionales hasta costeras (Olmos 1997, Bugoni et al. 2008a, 2008b; Jiménez et al. 2011, 2015b; DINARA datos inéditos). Se estima que es una de las especies más afectada por la pesca con palangre pelágico en el Atlántico sudoccidental (Jiménez et al. 2012b), donde se solapa con flotas de varios países. En un escenario conservativo, un nivel de mortalidad que supere las 300 aves al año podría causar una disminución poblacional (Jiménez et al. 2012b); sin embargo es altamente probable que éste valor sea ampliamente superado la mayoría de los años en las flotas de palangre pelágico del Atlántico sudoccidental. Incluso bajo escenarios menos conservativos, es probable que la mortalidad por pesca en la región pueda exceder el umbral de muertes para que la población disminuya, más aun si se considera la mortalidad causada por todas las pesquerías que operan en todo su rango de distribución.

En Uruguay se asocia ampliamente a la pesca con palangre pelágico (Jiménez et al. 2011), palangre de fondo y arrastre de altura (Jiménez et al. 2015b). Entre Febrero de 2005 y Noviembre de 2008, se realizaron 415 conteos de aves asociadas a palangreros pelágicos en la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya (ZCPAU), la mayoría sobre la zona del talud y aguas profundas de Uruguay (Jiménez et al. 2011). Fueron observados 1865 individuos en el 59% de los conteos, con una abundancia máxima de 70 individuos. Es una de las especies más capturadas en barcos uruguayos, aunque las mayores capturas han ocurrido en aguas internacionales. Si bien, entre 2009 y 2011 se registraron varias capturas dentro de aguas jurisdiccionales (DINARA datos inéditos). Dentro de la Zona Económica Exclusiva de Uruguay las mayores capturas han sido registradas en otoño, seguido por primavera (DINARA datos inéditos). En la pesca de arrastre de altura a Merluza común (*Merluccius hu-*



Figura 7. Albatros Pico Amarillo alimentándose de *Velella* sp. (P. Miller).

bbsi) esta especie se asocia en grandes números (Fig. 8), con un máximo estimado de 400 individuos, al menos en Marzo-Abril (DINARA datos inéditos). Se constató la mortalidad de la especie en los cables de la red de arrastre (DINARA datos inéditos). A su vez el Albatros Pico Amarillo se asocia a la pesca con palangre de fondo dirigida a Merluza Negra (*Dissostichus eleginoides*) (Jiménez et al. 2015b).

Medidas de Conservación

El Albatros Pico Amarillo se encuentra listado en el Apéndice II de CMS e incluido en las especies del Acuerdo sobre la Conservación del Albatros y Petreles (ACAP). Las principales amenazas actuales en Uruguay lo constituyen las pesquerías industriales. Las medidas de conservación requeridas en el país, incluyen primariamente aquellas para mitigar su captura incidental. Uruguay como parte contratante de la Comisión Internacional para la Conservación del Atún Atlántico (CICAA), debe seguir la recomendación 11/09 para mitigar la mortalidad de aves marinas en palangre pelágico. En Uruguay, el decreto 248/997 protege a los Procellariiformes en todas las pesquerías de palangre a través de medidas de mitigación, si bien no considera todas las mejores prácticas reconocidas en la actualidad. Las medidas de mitigación y las necesidades de investigación para las pesquerías que afectan al Albatros Pico Amarillo en Uruguay se encuentra en el “Plan de Acción Nacional para Reducir la Captura Incidental de Aves Marinas en las Pesquerías Uruguayas (PAN Aves Marinas-Uruguay)” (Domingo et al. 2007), principalmente en su versión recientemente revisada (Jiménez et al. 2015b). En este documento el Albatros Pico Amarillo se encuentra listado dentro que las “Especies de alta prioridad para mitigar su captura incidental” en



Figura 8. Gran número de aves marinas, principalmente Albatros Pico Amarillo y Pardela Parda (*Puffinus gravis*), siguiendo a un barco de pesca de arrastre de altura dirigido a Merluza Común en Uruguay (A. Loureiro).

pesquerías de Uruguay. Para las pesquerías de palangre pelágico se requiere el uso de calado nocturno en combinación con el uso simultáneo de una línea espantapájaros o de un peso mínimo de 60g a una distancia no mayor a 1m del anzuelo en la brazoladas del palangre. A su vez, se alienta al uso de las tres medidas de forma simultánea (Jiménez et al. 2015b). Las mayores capturas en esta pesquería han sido reportadas en aguas internacionales al Norte de los 29°S, principalmente durante el invierno (Jiménez et al. 2010). Dentro de aguas de Uruguay, su captura incidental podría reducirse mediante el uso estricto de medidas de mitigación principalmente en Marzo-Mayo y posiblemente en Noviembre-Diciembre cuando la especie también es abundante, aunque para este periodo hay menos información de su captura incidental (DINARA datos inéditos). Para el palangre de fondo no hay registros de su captura incidental. Para aves marinas en general, se requiere el uso de un Dispositivo de Exclusión de Mamíferos y Aves (DEMA) o de un peso mínimo en la línea que asegure una tasa de hundimiento igual o superior a 0.3 metros por segundo, en combinación con una de las dos siguientes medidas: línea espantapájaros o calado nocturno (Jiménez et al. 2015b). También se prevén medidas precautorias para nuevas pesquerías de palangre que pudiesen operar en el futuro (Jiménez et al. 2015b). En la pesca de altura con arrastre de fondo, se recomienda bajo principio precautorio el uso de línea espantapájaros y disminución del descarte como medidas para reducir la mortalidad de aves en los cables de la red (Jiménez et al. 2015b). El Albatros Pico Amarillo ha sido registrado muerto únicamente en los cables de la red. No hay registro de aves muertas capturadas en la red (DINARA datos inéditos).

Medidas Prioritarias

- 1) Monitoreo de la captura incidental en todas las pesquerías de Uruguay, con énfasis en las de palangre y arrastre de altura.
- 2) Uso de las siguientes medidas en pesca comercial con: a) Palangre pelágico: calado nocturno en combinación con el uso simultáneo de una línea espantapájaros o de un peso mínimo en la brazoladas de 60g a 1m del anzuelo. Se alienta el uso simultáneo de las tres medidas; b) Palangre de fondo (Merluza Negra): Dispositivo de Exclusión de Mamíferos y Aves (DEMA) o peso mínimo en la línea que asegure una tasa de hundimiento igual o superior a 0.3 metros por segundo en combinación con línea espantapájaros o calado nocturno; c) Otras pesquerías de palangre que puedan operar en el futuro: peso mínimo en la línea en combinación con línea espantapájaros o calado nocturno; d) Arrastre de fondo (pesca de altura): uso de línea espantapájaros y disminución del descarte.
- 3) Monitoreo del uso de medidas de mitigación en marzo- mayo y noviembre-diciembre en plataforma, talud y aguas profundas.

Notas

¹ Presencia de la especie para Uruguay confirmada por Achaval (1967) a partir de 10 ejemplares encontrados varados en Playa Brava, Punta del Este. Otros registros de aves varadas han sido realizados en la costa de Rocha (Arballo y Cravino 1999, M. Abreu, obs pers; Anexo 6). A partir de la bibliografía revisada, se destacan tres registros en aguas uruguayas. Thurston (1982) reporta observaciones de números bajos de Albatros Pico Amarillo entre 1959 y 1964 en la secciones ubicadas entre los 34°-38°S de dos transectas más amplias. En una de ellas, cuyo destino era Montevideo, casi todo el recorrido al Sur de los 34°S es dentro de aguas de Uruguay. Curtis (1994) reporta 450 individuos contados durante 3 horas el 23 de febrero de 1993 en la plataforma de Uruguay, 300 de ellos observados en media hora, próximos a 5 barcos arrastreros. Stagi et al. (1998), en base a observaciones desde barcos en aguas de Uruguay, reportan que son frecuentes grupos pequeños o individuos aislados y un pico máximo de 250 individuos. Arballo y Cravino (1999) agregan que estas observaciones fueron en Abril-Mayo de 1995, y los 250 individuos fueron observados el 10 de Abril desde un barco de palangre. Registros publicados más recientes incluyen aves capturadas incidentalmente en palangre pelágico entre 2004 y 2007 (Jiménez y Domingo 2007, Jiménez et al. 2010) y algunos individuos observados desde barcos de esta flota en 2006 y 2007 (Jiménez y Domingo 2009, Abreu et al. 2010) (Anexo 6).

² El mapa de distribución fue realizado en base a numerosos registros de aves observadas en 2005-2008 desde barcos de palangre pelágico (Jiménez et al. 2011) y capturadas incidentalmente en 2004-2011(DINARA datos inéditos), la mayoría sobre la zona del talud y aguas profundas de Uru-

guay. También se utilizaron registros de aves observadas en la pesca de arrastre de altura (DINARA datos inéditos), principalmente sobre la plataforma externa y proximidades del talud. Otras fuentes de información fueron las campañas del Buque de Investigación, B/I Aldebarán, de la Dirección Nacional de Recursos Acuáticos (DINARA) realizadas en 2013-2014, donde se efectuaron conteos de aves con varias metodologías sobre zonas costeras, plataforma intermedia, plataforma externa y talud. Excluyendo las campañas donde se realizó pesca con palangre pelágico donde ya existe gran cantidad de información de la especie, el Albatros Pico Amarillo fue observado en las cuatro zonas mencionadas (DINARA datos inéditos). No se incluyeron en el mapa de distribución registros más recientes de aves observadas desde barcos de pesca o del Buque de Investigación, B/I Aldebarán, que requieren ser procesados. Sin embargo, los mismos no modifican el rango de distribución presentado en la Figura 5.

EN

PETREL ATLÁNTICO

Pterodroma incerta (Schlegel 1863)

Sebastián Jiménez, Martín Abreu y Andrés Domingo



Figura 1. Vista ventral del Petrel Atlántico (S. Jiménez).

Otros nombres comunes

Petrel Cabeza Parda. Inglés: Atlantic Petrel; Schlegel's Petrel.

Etimología

Pterodroma, significa "corredor alado"; pteron = ala; dromos = corredor. *incerta*, de incertus = "incierto, dudoso". Usado en especies de dudoso estatus o posición sistemática incierta (Chebez et al. 2011, Jobling 2017).



Figura 2. Vista ventral del Petrel Atlántico (P. Miller).

Descripción

Dorso, cabeza y garganta marrón, con parche ocular marrón oscuro. Mentón blancuzco (Fig. 1, 2 y 3). Abdomen blanco con flancos moteados de marrón cerca de la axila, y subcaudal marrón oscuro (Fig. 2). Subalar marrón oscuro, que en condiciones de mucha luz aparenta tener un panel plateado en base de primarias externas. Piernas y patas rosadas con mitad de dedos y membrana negros. Pico negro.

De tamaño mayor y más oscuro que el Petrel Collar Gris (*Pterodroma mollis*) que posee dorso más grisáceo, como así también collar destacado, subcaudales blancas y subalares con zonas blancas. Este último muestra también un vuelo más ágil, que el Petrel Atlántico. Es mayor que el Petrel de Trinidad (*Pterodroma arminjoniana*) además con subalar pardo oscura uniforme y no con zonas blancas como en esa especie.

Taxonomía y Sistemática

El género *Pterodroma* es monofilético. Se reconocen 4 sub géneros: *Proaestrelata*, *Cookilaria*, *Hallstromo* y *Pterodroma*. El Petrel Atlántico pertenece al sub género *Pterodroma* (Imber 1985, Penhallurick y Wink 2004). Se encuentra cercanamente relacionado a *Pterodroma lessoni*, *Pterodroma macroptera* y *Pterodroma magentae* (Murphy y Pennoyer 1952, Nunn y Stanley 1998, Penhallurick y Wink 2004), siendo éste el grupo hermano de las especies de *Pterodroma* (*madeira*, *faae*, *cahow* y *hasitata*) del Atlántico Norte y Caribe (Nunn y Stanley 1998, Zino et al. 2008). La descripción de la especie bajo el nombre de *Procellaria incerta* (Schlegel 1863 en Coues 1866) menciona como hábitat: océanos del Sur, Austra-



Figura 3. Vista dorsal del Petrel Atlántico (P. Miller).

lia, Nueva Zelanda y Nueva Caledonia. Las localidades de los sintipos depositados en el Museo Nacional de Historia Natural de Leiden corresponden a Australia, Nueva Zelanda y Nueva Caledonia (Van den Hoek Ostende et al. 1997).

Categoría UICN Global: EN B2ab(v); VU A2e+3e;D2 (BirdLife International 2017).

Presenta un rango de reproducción extremadamente restringido, principalmente confinado a la isla Gough, Atlántico sur central. Debido a un éxito reproductivo extremadamente bajo, causado por la depredación de pichones por el ratón de las casas (*Mus musculus*), se ha proyectado una disminución rápida de su población. En base a esto la especie es considerada en Peligro (BirdLife International 2017). En la evaluación de 2008, el Petrel Atlántico, cambio de Vulnerable (debido a su rango restringido) a en Peligro luego que se constató la amenaza de los roedores introducidos y su potencial efecto negativo a nivel poblacional. De confirmarse que la población de Tristán da Cunha se encuentra extinta, posiblemente a causa de la depredación por ratas (*Rattus rattus*) introducidas, el estatus global de la especie podría cambiar a Peligro Crítico (BirdLife International 2017).

Categoría UICN Nacional: EN A2e+3e (Azpiroz et al. 2012a).

La población que visita Uruguay proviene de isla Gough. La restante población de Tristán da Cunha posiblemente se encuentre extinta. Se ha observado una disminución del éxito reproductivo como causa de la depredación de pichones por el ratón de casa (ver Ame-

nazas). Considerando que se ha predicho un declive de 50% en 3 generaciones en Gough (Cuthbert 2004) es razonable considerar un escenario similar para la población visitante de Uruguay. La población visitante de Uruguay cumple entonces los criterios A2e y A3e de EN.

Proporción de la Población Global en Uruguay: Desconocida. Asumiendo un tamaño poblacional proporcional a la superficie del rango de distribución del Petrel Atlántico (ver Distribución), el porcentaje que llegaría a Uruguay sería ~1% de la población global. Sin embargo la especie es más abundante en la Convergencia Subtropical, con las mayores agregaciones reportadas para el Atlántico sudoccidental (ver Distribución y Notas), por lo que este porcentaje podría ser superado.

Distribución

Reproduce únicamente en la isla Gough, Atlántico sur central. Su distribuye en el Atlántico sur, principalmente entre los 30° y 60° S, siendo abundante próximo a la Confluencia Subtropical (Tickell y Woods 1972, Enticott 1991, Orgeira 2001, Brooke 2004). En Sudamérica es frecuentemente observado en grande números entre los 20° y los 50° S (Brown et al. 1975, Enticott 1991, Curtis 1994, Veit 1995, Orgeira 2001, Orgeira et al. 2013), aunque su distribución se extiende más hacia el sur, casi hasta la Península Antártica (Orgeira 2001, Orgeira et al. 2013). En el Atlántico sur central es observado en los 33°-50°S, mientras que en el Atlántico su-este es observado en pequeños grupos entre los 12° y 48°S. También algunos individuos rodean el Cabo de Buena Esperanza, alcanzando el Océano Índico occidental, e incluso llegando a Australia (Enticott 1991, Brooke

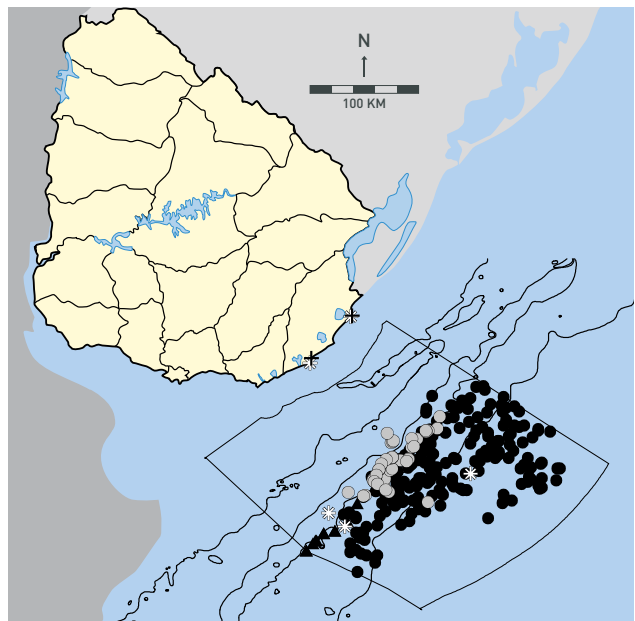


Figura 4. Registros del Petrel Atlántico en Uruguay. En color negro se representan las localidades donde se realizaron conteos desde barcos pesqueros (círculos: palangre pelágico, triángulos: arrastre de fondo) con presencia de la especie. Los círculos grises corresponden a conteos en el B/I Aldebarán con presencia de la especie. Los asteriscos y las cruces representan registros de aves vivas o aves muertas varadas, respectivamente (ver detalles en Notas y Anexo 7). Se representan las isobatas de 50, 100, 200 y 2000m y la Zona Económica Exclusiva (EEZ) de Uruguay.

2004, Clarke 2007).

Visitante en las aguas jurisdiccionales de Uruguay. Ocurre en la plataforma externa (i.e. entre isobatas de 100 y 200m), talud (i.e. entre isobatas de 200 y 2000m) y aguas profundas (>2000m). Muy raro en la costa^{1,2}.

Fuentes: Tickell y Woods (1972), Cuello (1975), Thurston (1982), Curtis (1994), Veit (1995), Arballo y Cravino (1999), Jiménez et al. (2009a), Abreu et al. (2010), Jiménez et al. (2011), Jiménez et al. (2012a), Jiménez et al. (2012c), Jiménez (2013), M. Abreu (datos inéditos), DINARA (datos inéditos); Anexo 7.

Biología

Habita en aguas oceánicas pelágicas. En la isla Gough, nidifican en cuevas que excavan en área dominadas por helechos (*Histiopteris incisa* y *Blechnum palmiforme*) y arbustos (*Phyllica arborea*) y en áreas costeras dominadas por formaciones de gramíneas tussocks (Cuthbert 2004, Rexer-Huber et al. 2014). Las cuevas son relativamente cortas (0.5 a 2.5m) y un ancho en la entrada de 20cm (Rexer-Huber et al. 2014). La actividad en tierra es exclusivamente nocturna.

Esta especie reproduce en invierno. Llegan a los sitios de reproducción a partir de fines de Marzo, varias semanas antes de iniciar la reproducción, para realizar cortejos, excavar y renovar las cuevas. Permanecen cerca de un mes. Realizan un éxodo de pre-postura. Abandona los nidos por todo Mayo y las dos primeras semanas de Junio. Luego de este éxodo de pre-postura, los huevos son puestos entre mediados de Junio y el 21 de Julio (Cuthbert 2004). Los huevos tienen una dimensión promedio de 71.7 x 50.4 mm (Richardson 1984). La incubación dura un promedio de 45 días y los huevos eclosionan entre mediados de Agosto e inicio de Septiembre. Los volantones se emancipan a inicio de Enero (Cuthbert 2004).

En Uruguay, la especie ha sido registrada prácticamente durante todo el año en la región del talud y aguas adyacentes desde barcos de palangre pelágico (ver Datos suplementarios en Jiménez et al. 2011). La abundancia aumenta desde Noviembre, siendo abundante en Febrero-Abril. Disminuye notoriamente a partir de Junio, cuando la especie inicia la postura de huevos en Gough, llegando a un mínimo en Agosto y posiblemente Septiembre (no se registró la especie, aunque sólo se realizaron 4 conteos, Jiménez et al. 2011). Estos últimos meses coinciden con el periodo de cuidado de pichones recién nacidos, lo que posiblemente restringe el rango de distribución de los adultos a las inmediaciones de Gough. En un estudio en curso en la flota de arrastre de altura, los registros en plataforma externa corresponden a Noviembre, Marzo y Abril, aunque todavía no hay esfuerzo de observación para varios meses (DINARA datos inéditos). En conteos de aves en campañas del B/I Aldebarán realizadas en Agosto, Septiembre y Octubre de 2013 y Febrero y Marzo de 2014, la especie fue observada en los últimos dos meses sobre la plataforma externa y

quiebre del talud (DINARA datos inéditos).

Su dieta se compone principalmente de calamares, también peces, crustáceos (Imber 1985, Klages y Cooper 1997, Brooke 2004), y descartes de pesqueros. Seis aves adultas y cuatro pichones de Tristán da Cunha tenían únicamente restos de cefalópodos (Richardson 1984). Otros estudios también han mostrado una mayor frecuencia de calamares (70-87%) con respecto a peces (11-17%) y crustáceos (1-13%) (Klages y Cooper 1997, Brooke 2004). Las principales especies de calamares consumidas fueron *Gonatus antarcticus*, *Onychoteuthis* sp., *Taonius* sp. y también *Histioteuthis* spp. Los principales peces consumidos son mictófidios (Imber 1985, Klages y Cooper 1997). En barcos de palangre pelágico en Uruguay ha sido observado alimentarse de descartes y carnadas usadas (*Illex argentinus*) descartadas al mar (Jiménez et al. 2011, Fig. 5). Se alimenta en la superficie del mar. La morfología de su pico sugiere una especialización para capturar presas resbaladizas como los cefalópodos en la superficie del mar. También los consume en forma de carroña, pudiendo en estos casos consumir ejemplares más grandes de los que puede atrapar (Klages y Cooper 1997) (Fig. 6).

Estado de Conservación

Posiblemente reproduzca únicamente en isla Gough en el Atlántico Sur central. En Tristán da Cunha, fue posiblemente muy abundante, sin embargo, su explotación para consumo por los isleños, y posteriormente la depredación por ratas, redujo su población posiblemente hasta la extinción. En 1972-74 quedaban 100-200 parejas (Richardson 1984). La primera estimación cuantitativa de la población de Gough sugirió ca. 1.8 millones de parejas (Cuthbert 2004). Una estimación revisada en base a una evaluación de cuevas ocupadas sugiere una población de ca. 900 000 parejas (Rexer-Huber et al. 2014). Se ha observado una disminución del éxito reproductivo en Gough como causa de la depredación de pichones por el Ratón de Casa (*Mus musculus*) (Angel y Cooper 2006, Wanless et al. 2007, 2012). Como consecuencia de esta baja productividad, en base a un modelo poblacional se predijo una disminución anual de 1.7-3.4% (Cuthbert 2004), lo que representaría una disminución >50% en tres generaciones (generación asumida en 20 años). Un modelo reciente estimó una disminución anual de 0.7% (Wanless et al. 2012), lo que implicaría que es menor a 50% en tres generaciones. Sin embargo, las incertidumbres en los parámetros del modelo significan que podría estar aumentando, o la tasa de disminución podría ser de hasta 3.4% anual. En el único año del estudio donde los pichones fueron seguidos desde su eclosión hasta la emancipación, sólo una de las 58 cuevas de estudio produjo un volantón, surgiendo un escenario que podría ser muy severo (Wanless et al. 2012). De confirmarse una disminución <50% en tres generaciones, la población visitante de Uruguay debería ser listada en VU por los criterios A2e y A3e. Aunque no hay duda que la población global califica para el criterio B2a + b(v) en base a una disminución continua y el área de



Figura 5. Petrel Atlántico alimentándose de restos de descartes en palangre pelágico junto a petreles de anteojos *Procellaria conspicillata* en el talud de Uruguay (S. Jiménez).

ocupación de la población madura durante la reproducción menor a 500km² (i.e. 64km² en Gough) (Wanless et al. 2012), esto no aplica en Uruguay donde el rango de distribución de la población madura visitante corresponde a parte de la plataforma externa, todo el talud y aguas profundas.

Amenazas

En el pasado, el Petrel Atlántico fue de importancia económica para los isleños de Tristán da Cunha, debido a que se reproducían en invierno, cuando la pesca era difícil y el ganado no estaba apto para consumo, y podían coleccionar huevos, pichones y adultos. En 1920 eran coleccionados probablemente en el orden de miles, y en 1940 eran escasos (Richardson 1984). Actualmente, la principal amenaza que enfrenta la especie es la depredación a causa de roedores introducidos en las colonias de reproducción. La población se encuentra probablemente extinta en Tristán da Cunha por causa de la depredación por ratas. En Gough, la depredación por parte del Ratón de las Casas es su principal amenaza (Angel y Cooper 2006, Wanless et al. 2007).

En Uruguay no se conocen amenazas relevantes. A pesar de que su área de distribución se superpone con la de pesquerías que operan sobre la plataforma continental externa, talud y aguas oceánicas, no existen registros de captura incidental. Si bien es observada desde barcos de palangre pelágico con alta frecuencia (51.3% de los conteos), rara vez se alimenta de descartes y carnadas (Jiménez et al. 2011). Esto posiblemente se deba a que es una especie tímida, excluida de las proximidades de los barcos por otros Procellariiformes



Figura 6. Petrel Atlántico alimentándose de un calamar grande muerto flotando en la superficie del mar (P. Miller).

de mayor tamaño. En ocasiones cuando este petrel fue la especie dominante que acompañaba a los barcos, se observó que los individuos se disputaban los descartes (Jiménez et al. 2011) e incluso intentaron atacar anzuelos encarnados (Jiménez et al. 2012a). Además de que esto último es muy raro, es muy poco probable que quede atrapada en los anzuelos de palangre pelágico debido a su pico relativamente pequeño. Debido a que se alimenta en la superficie es muy difícil que pueda ser capturada en palangre de fondo, donde los anzuelos se hunden rápidamente. Son atraídos por las luces y pueden golpearse y caer en los barcos durante la noche. Esto ha sido registrado en barcos de pesca en Uruguay, en escasas ocasiones, sin causar lesiones aparentes (S. Jiménez obs. pers.). No hay registros de mortalidad por esta causa en Uruguay.

Medidas de Conservación

No hay amenazas relevantes en Uruguay. Las principales acciones tendientes a la conservación de esta especie son requeridas en sus colonias de reproducción. La erradicación del Ratón de Casa de la isla Gough es vital para el futuro de la especie y por lo tanto para la población de Uruguay.

Medidas Prioritarias

- 1) Generar información sobre los patrones de distribución y requerimientos tróficos.
- 2) Evaluar posible mortalidad o lesiones por colisiones con barcos debido al uso de luz artificial durante la noche.
- 3) Identificar y cuantificar cualquier otra fuente de mortalidad.

Notas

¹ En base a la bibliografía revisada es claro que las aguas del Sur de Brasil, Uruguay y Norte de Argentina son importantes para esta especie, especialmente sobre el quiebre del talud (Tickell y Woods 1972, Brown et al. 1975, Cuello 1975, Rumboll y Jehl 1977, Thurston 1982, Enticott 1991, Curtis 1994, Veit 1995, Jiménez et al. 2011, 2012a). Sin embargo en muchos casos, cuando se hace referencia a la distribución de la especie (p.e. frente a Montevideo o frente al Río de la Plata) no es posible atribuir a una posición dentro de aguas uruguayas. Los registros publicados que fueron realizados dentro de aguas de Uruguay se presentan en Anexo 7. En la costa se menciona una observación frente a la Coronilla, Rocha (Cuello 1975) (Anexo 7). Un registro de un ave muerta varada en la playa de la Coronilla el 24 de Octubre de 1990 es reportado por Arballo y Cravino (1999). También se registró un ejemplar vivo en Arachania, Rocha, el 25 de Febrero de 2006 y 6 ejemplares varado en la misma localidad y fecha (M. Abreu obs. pers.). Registros publicados más recientes incluyen individuos observados desde barcos en 2007 y 2013 (Abreu et al. 2010 Jiménez et al. 2012c, Jiménez 2013; Anexo 7).

² El mapa de distribución (Fig. 4) fue realizado en base a numerosos registros de aves observadas en 2005-2008 desde barcos de palangre pelágico (Jiménez et al. 2011), la mayoría sobre la zona del talud y aguas profundas de Uruguay. También se utilizaron registros de aves observadas en la pesca de arrastre de altura (DINARA datos inéditos), principalmente sobre la plataforma externa y proximidades del talud. Otras fuentes de información fueron las campañas del Buque de Investigación, B/I Aldebarán, de la Dirección Nacional de Recursos Acuáticos (DINARA) realizadas en 2013-2014 (excluyendo campañas donde se pescó con palangre pelágico), donde se efectuaron conteos de aves sobre zonas costeras, plataforma intermedia, plataforma externa y talud. El Petrel Atlántico fue observado principalmente sobre el talud y plataforma externa (DINARA datos inéditos). No se incluyeron en el mapa de distribución registros más recientes de aves observadas desde barcos de pesca o del Buque de Investigación, B/I Aldebarán, operando con palangre pelágico que requieren ser procesados. Sin embargo, los mismos no modificarían el rango de distribución presentado en la Figura 4.

EN

BURRITO PLOMIZO

Laterallus spilopterus (Durnford, 1877)

Adrián B. Azpiroz



Figura 1. Burrito Plomizo adulto mostrando el detalle de las pintas blancas en las cobertoras alares (A. Azpiroz).

Otros nombres comunes

Gallaretita diminuta (Torres de la Llosa 1926), Gallineta enana (Cuello y Gerzenstein 1962), Burrito plumizo overo (Gore y Gepp 1978), Burrito overo (Escalante 1983, Cuello 1985).
Inglés: Dot-winged Crake.

Etimología

Laterallus derivaría de la combinación del género *Rallus* (“gallineta”) y el epíteto específico de *Crex lateralis* (Jobling 2017), un sinónimo de *Laterallus melanophaius* (especie en la que está basada la descripción de este género). El epíteto *spilopterus* significa “ala manchada” (Gr, spilos=mancha y pteros=alado; Jobling 2017), haciendo referencia a las máculas blancas en las cobertoras alares.

Descripción

Pequeño rávido de unos 15 cm de largo, de coloración general oscura. Dorso pardusco con grueso estriado negro; ventralmente gris plomo con flancos y subcaudal barrados de blanco y negro (Fig. 1). Pico oscuro, casi negro y patas parduscas a rojizas e iris carmín (Durnford 1877, Taylor 1996). El inmaduro tiene los lados de la cara y garganta blanquecinos, pecho y abdomen grisáceos, el barrado ventral con bandas acaneladas en lugar de blancas e iris pardo rojizo (Escalante 1980; Fig. 2). Los pichones presentan plumaje negro y el pico rosáceo con una franja media en la maxila de color negro (López-Lanús et al. 2012a; Fig. 3). De las especies de rálidos conocidas para Uruguay la única de características similares es el Burrito Enano (*Coturnicops notata*). Este presenta plumaje oscuro con punteado dorsal y estriado ventral blancos; flancos y subcaudales también barrados de blanco y negro. A diferencia del Burrito Plomizo, tiene las secundarias blancas que son visibles en vuelo.

Taxonomía y Sistemática

Sinónimos: *Porzana spiloptera* (Durnford 1877, Dabbene 1926b, Torres de la Llosa 1926, Ripley 1977, Escalante 1983, Cuello 1985), *Porzana salinasi* (Sclater y Hudson 1889).

Un estudio reciente basado en datos genéticos reveló la existencia de ocho grandes grupos de rálidos (familia Rallidae), entre ellos *Porzana* y *Laterallus* (García-R et al. 2014). A pesar de que algunos autores consideraban al Burrito Plomizo como un integrante del género *Porzana* (p.e. Ripley 1977, del Hoyo et al. 2014), esta especie se ubicó junto a los burritos



Figura 2. A diferencia del adulto, el Burrito Plomizo juvenil presenta los lados del pecho parduscos y el iris pardo (G. Prancetti).



Figura 3. El plumaje del Burrito Plomizo pichón es totalmente negro y el pico presenta una franja negra (R. Güller).

del género *Laterallus* (entre otros) en el mencionado trabajo. De los rálidos examinadas por Garcia-R et al. (2014), el Burrito Cuyano (*Laterallus jamaicensis*) fue identificado como el más cercanamente emparentado con el Burrito Plomizo. Cabe mencionar sin embargo que este estudio no incluyó muestras de varias especies de burritos sudamericanos, algunas de las cuales podrían ser parientes cercanos potenciales del Burrito Plomizo (Remsen et al. 2017). Por esta razón se-

rán necesarios análisis adicionales para establecer las relaciones cercanas de esta especie así como para definir su taxonomía (ver Remsen et al. 2017: Propuesta 652).

Categoría UICN Global: VU C2a(i) (BirdLife International 2017).

Se asume que la el tamaño población global incluye unos 2500 a 10.000 individuos maduros. Esta pequeña población estaría fragmentada y además se estaría reduciendo de manera continua.

Categoría UICN Nacional: EN C2a(i) (Azpiroz et al. 2012a).

En Uruguay tiene una distribución bastante restringida en el sur del país. La mayoría de estos sitios han sido alterados o podrían sufrir modificaciones en el futuro. Cumple con el criterio C2a(i) de EN; se estima que la población es menor a 2500 individuos maduros y se proyecta una disminución en el número de individuos maduros y ninguna subpoblación estaría compuesta por más de 1000 individuos maduros. También cumple con el criterio D1 de VU ya que se estima que la población es menor de 1000 individuos maduros (incluso podría aplicar para EN con base en este mismo criterio, pero falta más información para establecer si el tamaño de la población uruguaya podría ser menor a 250 individuos).

Proporción de la Población Global en Uruguay

Desconocida. Uruguay contiene < 10%del rango total de distribución de la especie y se asume que la proporción de la población global en el país es también < 10% (o sea menor a 250 -1000 individuos maduros).

Distribución

Es conocido del centro de Argentina (Buenos Aires, Santa Fe, Entre Ríos, Corrientes, Córdoba y San Juan; Chebez 2008b, Challengenaz y Zaninovich 2009, Luce-ro 2014)¹ con algunos registros extralimitales para la Patagonia (Darrieu et al. 2008, López-Lanús et al. 2012b). También habita el extremo sur de Brasil (Rio Grande do Sul; Bencke et al. 2003) y sur de Uruguay. En nuestro país se conoce de unas pocas localidades, pero con varios registros recientes (Fig. 4).

Canelones: 1) Barra del Arroyo Pando. 2) Márgen derecha (Balneario Jaureguiberry) del Arroyo Solís Grande. **Colonia:** 3) Alrededores de Colonia del Sacramento. **Maldonado:** 2) Márgen izquierda (Balneario Solís) del Arroyo Solís Grande. 4) Arroyo Maldonado. **Montevideo:** 5) Bañados de Carrasco². 6) Parque Municipal Humedales del Santa Lucía. **Rocha:** 7) Alrededores del Refugio de Fauna Laguna de Castillos. **San José:** 8) Playa de Balneario Kiyú.



Figura 4. Localidades de registro del Burrito Plumizo en Uruguay. Los puntos blancos corresponden a registros anteriores al año 2000 y los puntos negros representan registros del 2000 en adelante.

Fuentes: Dabbene (1926b): 1; Torres de la Llosa (1926): 5; Escalante (1980, 1983): 2; Arballo y Cravino (1999): 2, 4, 5; J. C. Gambarotta in litt. (2015): 7; A. Rinderknecht in litt. (2015): 8; B. Rebuffo com.pers.: 3; ABA obs. pers.: 2, 6; Anexo 8.

Por su importancia para la especie, destacan los humedales del río Santa Lucía y arroyo Maldonado, el arroyo Solís Grande y las inmediaciones de las lagunas costeras (especialmente José Ignacio, Garzón y Castillos).

Biología

Debido a las características de su hábitat y comportamiento sigiloso es un ave difícil de observar y consecuentemente su biología es poco conocida. En general la especie es detectada al levantar vuelo ante la cercanía del observador o a través de sus vocalizaciones (Canevari et al. 1991, Carrete et al. 1996, Martínez et al. 1997, López-Lanús et al. 2012c). Ha sido encontrado en humedales salobres y de agua dulce, incluyendo marismas y bañados,

también en pastizales húmedos y secos (Collar et al. 1992, Chebez 2008b). En estos sitios sería importante la humedad del suelo, con la presencia de algunos centímetros de agua, al menos periódicamente (Lucero 2014, Larracochea 2017). En la provincia de Buenos Aires, en Rio Grande do Sul y en Uruguay se lo ha observado en pastizales halófilos inundables de más de 30 cm de alto, principalmente en espartillares dominados por *Spartina densiflora* (Poaceae), y en hunquillares de *Juncus acutus* (Juncaceae; Pereyra 1938, Collar et al. 1992, Martínez et al. 1997, Bencke et al. 2003, Isacch et al. 2004, Larracochea 2017; Fig. 5). En la Reserva de Biosfera Mar Chiquita (Buenos Aires) más del 90% de los individuos registrados fueron encontrados en espartillares (Martínez et al. 1997). Otras especies vegetales presentes en los lugares habitados por el Burrito Plomizo son *Eryngium* sp. (Apiaceae), *Paspalum* sp. (Poaceae) y *Scirpus olneyi* (Cyperaceae; Collar et al. 1992, Bencke et al. 2003). Registros recientes fuera de la región pampeana de Argentina, muestran que puede utilizar también pajonales (*Panicum prionitis*) o en juncales (*Typha domingensis*, *Schoenoplectus californicus* y *Cyperus giganteus*; Chatellenaz y Zaninovich 2009, Lucero 2013, 2014). En la región pampeana, algunas otras aves características de los pastizales salobres donde se encuentra el Burrito Plomizo son: el Espartillero Enano (*Spartonoica maluroides*), el Espartillero Pampeano (*Asthenes hudsoni*), la Ratonera Aperdizada (*Cistothorus platensis*), el Mistó (*Sicalis luteola*) y el Verdón (*Embenagra platensis*) (Isacch et al. 2014). Entre las rapaces es relativamente frecuente el Gavilán Ceniciento (*Circus cinereus*) y especialmente el



Figura 5. El Burrito Plomizo puede habitar en humedales de diferentes características pero es particularmente frecuente en espartillares (A. Azpiroz).



Figura 6. Nido de Burrito Plomizo construido en una mata de espartillo (G. Larracochea).

Gavilán Alilargo (*Circus buffoni*); ambos son depredadores del Burrito Plomizo (S. Bó in litt. 2017).

Se lo observa comúnmente en forma solitaria, aunque se han reportado también parejas y pequeños grupos familiares (Martínez et al. 1997, Lucero 2013, Larracochea 2017). El canto está compuesto por dos elementos y suena como "kií-kerrrr" y la llamada de contacto es un "piú" de poco volúmen (López-Lanús et al. 2012c). Se trataría de una especie sedentaria pero puede desplazarse por la falta de agua asociada a sequías (Lucero 2014). La poca información disponible indica que el nido es emplazado en

matas de espartillo a poco altura del suelo. Tiene forma de taza y está construido con fibras vegetales entrelazadas (*Spartina* sp. fundamentalmente) con fibras más finas y plumas forrando el interior (Fig. 6). Los huevos son blancuzcos con pintas rojizas, pardas y gris más abundantes en el polo obtuso (Larracochea 2017). En el sur de la provincia de Buenos Aires se lo ha registrado nidificando en octubre y noviembre (Larracochea 2017) y se han observado pichones recién nacidos a fines de octubre en Buenos Aires y en noviembre en San Luis (López Lanús et al. 2012a) y juveniles en diciembre y abril en Buenos Aires (J. P. Isacch y A. Cardoni en López-Lanús 2008, Larracochea 2017) y en febrero en Canelones (Escalante 1980), Santa Fe (Prancetti 2013) y San Juan (Lucero 2013). Asimismo, Martínez et al. (1997) sugieren que en Buenos Aires el período de reclutamiento incluye diciembre y enero. Su dieta conocida abarca invertebrados (coleópteros), semillas y brotes de plantas acuáticas (Gibson 1920, Chatellenaz y Zaninovich 2009). En algunas áreas de la provincia de Buenos Aires se lo registró con menor frecuencia en el invierno pero no está claro si este patrón está relacionado con movimientos estacionales (Isacch in litt. 2017). El registro de ejemplares en centros urbanos sugiere que al menos realiza movimientos locales.

Estado de Conservación

La población global estaría decreciendo y se estima en unos 2500 a 10.000 individuos (BirdLife International 2017). Considerando el área de distribución conocida y los registros disponibles, la especie sería más abundante en Argentina (especialmente en Buenos Aires) que en Uruguay y Rio Grande do Sul. En la Reserva de Biosfera Mar Chiquita ha sido observada regularmente (Martínez et al. 1997, Cardoni et al. 2007). En Brasil también hay regis-

tros regulares en al menos dos localidades conocidas para la especie (Saco da Mangueira y Lagoa do Peixe). En Uruguay existen relativamente pocos registros, pero la disponibilidad del hábitat preferido por la especie hace suponer que podría ser más común que lo que reflejan las observaciones. Varios registros recientes en al menos tres departamentos apoyan esta hipótesis. Los ambientes utilizados por el Burrito Plomizo han sido afectados por diferentes actividades en los tres países en los que la especie habita.

Amenazas

La modificación del hábitat relacionada con la actividad agropecuaria y el desarrollo turístico y urbanístico son las amenazas más importantes que enfrenta (Collar et al. 1992, Martínez et al. 1997, Bencke et al. 2003, Chebez 2008b). A lo largo de su área de distribución los pastizales halófilos a los que la especie está íntimamente ligada han sufrido menos transformaciones que otros tipos de pastizales pampeanos debido al reducido valor que estos presentan para la agricultura (Martínez et al. 1997, Bencke et al. 2003). Sin embargo, tanto el manejo con fuego como el sobrepastoreo han sido identificados como factores que podrían afectar el hábitat del Burrito Plomizo en Argentina y Brasil (Martínez et al. 1997, Bencke et al. 2003, Isacch et al. 2004). La existencia de centros urbanos en áreas importantes para la especie (en particular en regiones costeras), puede representar una amenaza para individuos que realicen desplazamientos periódicos. En las ciudades estas aves pueden chocar contra edificios u otras estructuras (como es el caso de varias especies de rálidos) o ser presa de diversos animales (Isacch in litt. 2017). En Uruguay los humedales en los alrededores de Colonia de Sacramento y Montevideo han sufrido importantes alteraciones. También se ha mencionado como potencial amenaza la captura ilegal para el comercio de aves en Argentina (BirdLife International 2017). El uso indiscriminado de la técnica de play-back con el objetivo de observar a la especie podría generar perturbaciones a las poblaciones presentes en las localidades de fácil acceso.

Medidas de Conservación

En Uruguay el Burrito Plomizo está protegido por la Ley de Fauna (No. 9481). Se la ha señalado para la IBA (Important Bird Areas) Estero del Arroyo Maldonado (Aldabe et al. 2009) y también está presente en Playa Penino y Humedales del Santa Lucía y Laguna de Castillos. Al menos dos de las localidades de registro están dentro de áreas protegidas (Parque Natural Municipal Humedales del Santa Lucía y Reserva de Fauna Laguna de Castillos). Entre los sitios que presentan sectores de hábitat adecuado para la especie se encuentran los márgenes de las lagunas José Ignacio y de Rocha. Esta última es un "paisaje protegido" que forma parte del Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP). De constatarse la presencia de esta ave en tierras privadas sería importante adoptar medidas de manejo apropiadas, específicamente en lo relacionado al uso del fuego y carga ganadera.

Medidas Prioritarias

- 1) Establecer estrategias de conservación para proteger los parches de pastizales salobres más importantes. Proteger áreas sensibles ubicadas en la franja costera del desarrollo urbano e implementar pautas de manejo ganadero que no afecten negativamente la integridad de los pastizales salobres (especial atención al manejo con fuego, al sobrepastoreo y a la destrucción de la vegetación por pisoteo).
- 2) Establecer y/o fortalecer áreas protegidas (nacionales o municipales) en los sitios más importantes (río Santa Lucía inferior, arroyo Solís Grande, arroyo Maldonado, lagunas José Ignacio, Garzón, Rocha y Castillos).
- 3) Si se confirma que realiza movimientos estacionales, será importante generar continuidad de hábitat a lo largo de sus corredores de desplazamiento (Isacch in litt. 2017).

Para mejorar el estado de conocimiento de la biología del Burrito Plumizo en el país es necesario relevar aquellas áreas con hábitat apropiado. En la actualidad, este objetivo se ve facilitado por la disponibilidad de grabaciones de cantos de la especie (López-Lanús 2008, Pagano et al. 2011), que pueden ser utilizadas (responsablemente) para incitar respuestas vocales de individuos en nuevas localidades de presencia probable (con base en la existencia de hábitat apropiado). La prioridad más importante en la actualidad es determinar los patrones de distribución y abundancia en el país a través de un relevamiento exhaustivo del área de distribución potencial. Una vez conocidos estos datos básicos se podrán abordar otros estudios más específicos.

Notas

¹ Según Chebez (1994) y Martínez et al. (1997) los reportes adicionales para Mendoza, La Rioja, San Luis y San Juan corresponderían a confusiones con el Burrito Cuyano (*Laterallus jamaicensis*). Los registros recientes de Lucero (2013, 2014) confirman a esta especie en San Juan.

² La captura de al menos dos ejemplares realizada por C. Torres de la Llosa cerca de 1926 presenta algunas dudas. Por un lado Torres de la Llosa (1926) reporta haber capturado 1 macho y 1 hembra. La interpretación de un pie de página en la publicación en cuestión sugiere que los mismos fueron obtenidos en los Bañados de Carrasco (no especifica si fue en el sector correspondiente a Montevideo o al de Canelones). Sin embargo, en la misma época Dabbene (1926b) publica información recibida a través de una comunicación escrita de Torres de la Llosa donde se mencionan tres ejemplares de este burrito obtenidos en la Barra del arroyo Pando, Canelones. Queda la duda sobre si esta especie fue capturada en ambas localidades (como asumen muchos autores posteriores) o si la interpretación de los Bañados de Carrasco como localidad de procedencia de los burritos reportados por Torres de la Llosa (1926) es equivocada.

EN

CHORLO CABEZÓN

Oreopholus ruficollis ruficollis (Wagler, 1829)

Matilde Alfaro y Adrián B. Azpiroz



Figura 1. Algunas de las características del Chorlo Cabezón son la garganta rojiza, una mancha negra en el vientre y el dorso con grueso estriado negro (Á. Pérez Tort y D. Rubio).

Otros nombres comunes

Chorlo Canela (Sclater y Hudson 1889, Teague 1955, Cuello y Gerzenstein 1962, Dabbenne 1972, Cuello 1985), Chorlo Real (Devincenzi 1926, Barattini 1945, Arredondo 1953), Pollo de Campo, Pachurrón (Dabenne 1972), Chorlo de Campo, Chorlo de Loma (Vigil 1973), Chorlito Canela (Achaval 1989), Chorlito Cabezón (Canevari et al. 2001). Inglés: Tawny-throated Dotterel.

Etimología

Oreopholus, del latín, hace referencia a su asociación con las montañas (por su distribución en la Cordillera de los Andes); oreo significa montaña, altura, pholus refiere a "encontrarse en..." y *ruficollis*, significa "cuello rojo, rojizo o rufo" (Jobling 2017).

Taxonomía y Sistemática

Sinónimos: *Oreophilus ruficollis* (Sclater y Hudson 1889, Aplin y Sclater 1894, Devincenzi 1926, Barattini 1945), *Charadrius triangulum* (Larrañaga 1923), *Eudromias ruficollis* (Cuello 1985, Blake 1977, Sick 2001), *Charadrius ruficollis* (Burmeister 1856, Claramunt y Cuello 2004).

El Chorlo Cabezón pertenece al orden Charadriiformes, familia Charadriidae. En la actualidad es la única especie reconocida en el género *Oreophilus*, y los géneros más cercanamente emparentados son *Eudromias* y *Zonibyx* (Livezey 2010) o *Vanellus* y *Charadrius* (Baker et al. 2012). De acuerdo con su distribución, ciclo de vida y pequeñas características morfológicas han sido descritas dos subespecies, *O. r. ruficollis* y *O. ruficollis pallidus* (del Hoyo et al. 1996, Livezey 2010). La subespecie *O. r. pallidus* aparentemente permanece todo el año en la costa de Perú y es un poco más pequeña y de coloración más pálida que *O. r. ruficollis* (del Hoyo et al. 1996). Cabe destacar que Canelones (Uruguay), fue asignada como localidad típica de *O. r. ruficollis* (no Patagonia), tal como aclara Wetmore (1926).

Categoría UICN Global: LC (BirdLife International 2017).

Su tendencia poblacional está decreciendo y su tamaño poblacional global es bajo, pero estos no alcanzan los criterios de amenaza de UICN.

Categoría UICN Nacional: EN C2a(i) (Azpiroz et al. (2012a).

En Uruguay la poca información disponible no sugiere que esté declinando pero es posible que la falta de conteos sistemáticos impidan detectar reducciones poblacionales asociadas a la modificación significativa de los pastizales naturales en décadas recientes. En Uruguay cumple con el criterio C2b de EN. Presenta un tamaño poblacional regional pequeño estimado en menos de 2500 individuos y se observa grandes fluctuaciones en el número de individuos maduros de un año a otro (Wetlands International 2011, M. Alfaro obs. pers.). Es una especie migratoria y las condiciones de su hábitat se están deteriorando tanto fuera como dentro de la región.

Proporción de la Población Global en Uruguay: El tamaño de población global se estima en 1.000 a 10.000 individuos (representando unos 670-6700 individuos maduros; BirdLife International 2017). Considerando a la población visitante en Uruguay de al menos 2500 individuos (Azpiroz et al. 2012a), se estima que un 25% de la población global inverna en Uruguay.



Figura 2. El ala ventral blanca y la mancha negra en el vientre suelen ser más evidentes en las aves en vuelo (A. Azpiroz).

Descripción:

Mide entre 25 y 29 cm de longitud y pesa entre 120 y 154 g (Blake 1977, del Hoyo et al. 1996, Hayman et al. 1986). El plumaje no presenta diferencias significativas entre sexos ni estacionales. El adulto presenta en la cabeza una corona gris negruzca, líneas superciliares acaneladas y línea negruzca desde la base del pico hasta la nuca, cruzando el ojo (Fig. 1). Dorso gris pardusco, con rayas negras y canela, alas negras con rayas canela y borde blanco y cola gris con tonos canela y banda subterminal negra en timoneras laterales. Garganta color naranja, pecho grisáceo con tonos acanelados en la parte inferior y vientre de color crema con una mancha negra muy notoria en el centro (Fig. 2). El pico negro es particularmente largo, los ojos son grandes con el iris marrón y las patas rosadas (Fig. 1). Los juveniles tienen las plumas del dorso y alas negras en el centro con borde canela más fino que en los adultos. La parte inferior del cuerpo es más pálida, la garganta es color canela y la mancha del centro del abdomen es marrón. Las patas son grises. En vuelo muestra una franja alar blanca y ala ventral mayormente blanca (Fig. 3; Sclater y Hudson 1889, Dabbene 1972, Hayman et al. 1986, Canevari et al. 1991).

Distribución

El Chorlo Cabezón es una especie migratoria endémica de Sudamérica. Se distribuye por el oeste del continente desde Patagonia hasta el sur de Ecuador, donde existen poblacio-

nes residentes y migratorias, y por el este hasta el norte de Argentina y Uruguay (Vilina y González 1998). Existen dos subespecies *O. r. pallidus* residente en el norte de Peru y y *O. r. ruficollis* que nidifica en el sur de Peru, Bolivia y Argentina y luego algunas poblaciones migran hasta Ecuador y otras hasta el norte de Argentina y Uruguay (del Hoyo et al. 1996, Alfaro et al. 2008). Existen pocos registros de la especie en el país, los cuales están principalmente concentrados en los departamentos de Rocha, Salto y Flores. Las localidades conocidas en Uruguay son: **Canelones:** 1) Laguna del Cisne. 2) Aeropuerto de Carrasco. **Cerro Largo:** 3) Arbolito. **Colonia:** 4) Ea. Anchorena. 5) Arroyo Limetas, Conchillas. 6) Martín Chico. 7) Proximidades de Rosario. **Durazno:** 8) 20 km al E de Cerro Chato. **Flores:** 9) Ea. Santa Ana. 10) Pueblo Arroyo Grande. 11) Cerro Colorado I. 12) Cerro Colorado II. 13) 6 km al SE de Juan José Castro. 14) Cuchilla Villasboas. 15) 10 km al NE de Ismael Cortinas. 16) Ruta 13, km 210. **Florida:** 17) Estancia Santa Ema. 18) 10 km al O de San Pedro de Timote. 19) Ruta 6, km 160. 20) 4 km O de Pintado. **Lavalleja:** 21) Alrededores de Arroyo La Calera. **Maldonado:** 22) Alrededores Balneario Solís. 23) Gregorio Aznarez. 24) Punta Negra. 25) Alrededores de la Ciudad de Maldonado. 26) Laguna de José Ignacio. 27) Ruta 9, km 171. **Montevideo:** 28) Punta Yeguas. **Rocha:** 29) Laguna de Rocha, sector NE. 30) Laguna de las Nutrias y Estancia la Rinconada. 31) Ruta 10, 7 km al O de Laguna de Rocha. 32) Laguna Garzón. 33) Alrededores Laguna de Castillos. 34) Ruta 10 a Valizas. 35) 5 km al O de Aguas Dulces. 36) Ruta 9, km 240. 37) Cerro Verde. 38) Sierra de los Ajos. **Salto:** 39) 10 km al NO Cerros de Vera. 40) 6,5 km al NO de Cerros de Vera. 41) 4,5 km al NO de Cerros de Vera. 42) 5 km al O de Cerros de Vera. 43)

6,5 km al SO de Cerros de Vera. 44) Estancia el Tapado I. 45) Estancia el Tapado II. 46) 1,5 km al S de Arerunguá. **San José:** 47) Arroyo Carreta Quemada. 48) Playa Penino. **Soriano:** 49) Ruta 2, 20 km de Mercedes. 50) Santa Inés. 51) La Concordia. **Tacuarembó:** 52) Cuchilla de Peralta. 53) Paraje Pampa.

Fuentes: Gould (1841): 25; Aplin y Sclater (1894): 9; Teague (1955): 4; Gore y Gepp (1978): 22, 48; Venzal et al. (2011) y J. M. Venzal in litt. (2015): 44; D. Carreira (MNHN): 5, 6, 14; R. Escalante (MNHN): 26; E. Gómez-Haedo

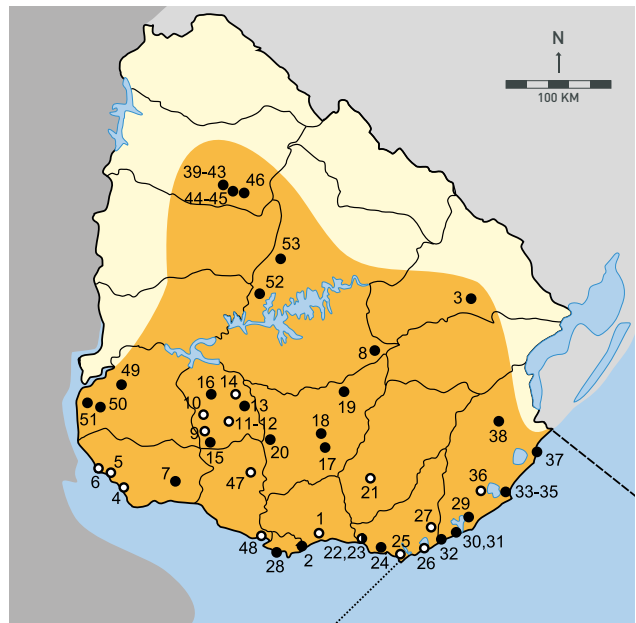


Figura 3. Distribución general del Chorlo Cabezón en Uruguay. Los puntos blancos corresponden a registros anteriores al año 2000 y los puntos negros representan registros del 2000 en adelante.

(MNHN): 1, 11, 47; R. Praderi (MNHN): 6; R. Saccone (MNHN): 10, 32, 34; CNAA Wetlands International 2006-2008, 2011: 30, 33; A. Antúnez en Ecoregistros 2017 y in litt. 2017: 12; G. M. Casás Ksiazienicki en Ecoregistros 2017 y in litt. 2017: 2; G. Gil en Ecoregistros 2017 y in litt. 2017: 24; C. Calimares in litt. (2007, 2015): 22, 28, 35; A. Carriquiry in litt. (2007): 17, 19; S. Claramunt y O. Blumetto in litt. (2007): 45; A. Rocchi in litt. (2007): 31; E. Lessa in litt. (2013, 2015): 18, 40; E. Lessa y C. Prevett in litt. (2015): 18; L. Liguori y R. Tosi in litt. (2014): 7; S. Carvalho y J. C. Rudolf in litt. (2015): 8, 52; S. Carvalho, J. C. Rudolf y P. Fernández in litt. (2015): 20; J. C. Rudolf in litt. (2015): 13, 15, 53; M. Abreu in litt. (2016): 38; S. Carvalho in litt. (2017): 3; S. Carvalho y P. Rivero in litt. (2017): 12; G. Fernández in litt. (2017): 23, 24, 30. E. Mattei in litt. (2017): 50, 51; P. Rinaldi in litt. (2017): 16, 49; T. Rabau in litt. (2017): 24, 29, 30; H. Caymaris y M. Alfaro obs. pers.: 30; L. Liguori y M. Alfaro obs. pers.: 37; A. Azpiroz obs. pers.: 21, 27, 29, 36, 39-43, 46; Anexo 5.

“Canelones” es la localidad típica para *O. r. ruficollis* (Wagler 1829 en Wetmore 1926). Larrañaga registró al Chorlo Cabezón a principios del siglo XIX (Larrañaga 1923, 1930). Considerando sus lugares de colecta y observación (Escalante 1998: 63) es muy factible que haya encontrado a la especie en los alrededores de la Ciudad de Montevideo. Existen otras citas para diversos departamentos sin datos de localidad específica (Burmeister 1856, Tremoleiras 1920, Teague 1955, Claramunt y Cuello 2004, Alfaro et al. 2008), pero ninguno adicional a los detallados arriba.

Biología

A lo largo de su distribución habita en pastizales y zonas semi-áridas de páramo que pueden alcanzar los 4500 metros de altura (Vilina y González 1998, del Hoyo et al. 1996). A diferencia de otras especies emparentadas, no es un chorlo asociado al agua (Canevari et al. 1991). En Uruguay habita principalmente pastizales del interior del país en zonas altas y secas (Fig. 4), aunque es posible observarlo en ocasiones en pastizales costeros y en dunas arenosas (Alfaro et al. 2007, M. Alfaro obs. pers.). Los registros en la costa (i.e., playas arenosas o fangosas) seguramente corresponden a individuos de paso durante sus desplazamientos migratorios. Si bien las praderas y pastizales nativos son su hábitat natural (Villina y Teillier 1990, Villina y González 1998, Isacch y Martínez 2003a, Alfaro et al. 2008), también puede alimentarse en rastrojos de cultivos (soja y arroz por ejemplo) (Sick 2001, Isacch y Martínez 2003b, L. Liguori y R. Tosi in litt. 2014, E. Lessa in litt. 2015). En un estudio realizado en el norte de Uruguay en cultivos, praderas plantadas y pastizales nativos, sólo se lo registró en estos últimos (Azpiroz y Blake 2009). Prefiere la vegetación corta (generada por el pastoreo del ganado) que le facilitaría la detección del alimento (Isacch y Martínez 2003a, Azpiroz y Blake 2009). En la Pampa Deprimida de Argentina se lo encontró principalmente asociado a “campos altos” (i.e., no inundables) dominados por especies de



Figura 4. Grupo de Chorlos Cabezones en un área de campo natural en la región de Arerunguá, Salto; nótese el tapiz herbáceo corto (A. Azpiroz).

flechillas (en especial *Stipa neesiana*; Isacch et al 2003a).

La subespecie *ruficollis*, que es la que llega a Uruguay, presenta poblaciones migratorias que realizan movimientos entre las áreas de reproducción y las de invernada, y poblaciones residentes a lo largo del cordón andino de Chile y Argentina (del Hoyo et al. 1996, Villina y González 1998). En nuestro país está presente principalmente entre principios de mayo y fines de agosto (Anexo 9), período que corresponde a la temporada no reproductiva (Gore y Gepp 1978, Alfaro et al. 2008). Las fechas límite son 10 de Abril y 28 de Agosto (Anexo 9). Estos datos son similares a los obtenidos en el sur de Brasil (Belton 1984) y este de Argentina (Isacch y Martínez 2003b) y sugieren que en los pastizales de la región pampeana el período de permanencia en los sitios de invernada se acorta en dirección SW a NE. La duración del período de invernada en la región estaría vinculado a la competencia por alimento con otros chorlos playeros neárticos. Estos últimos, utilizan las mismas áreas, tienen una dieta similar y serían más agresivos que los chorlos patagónicos (Isacch y Martínez 2003b).

Las poblaciones observadas en Uruguay seguramente corresponden a individuos provenientes de las áreas de reproducción en el sur de Argentina (del Hoyo et al. 1996, Alfaro et al. 2008). Durante la temporada no reproductiva suele asociarse a otros migrantes invernales con los que comparte el hábitat: la Viudita Chocolate (*Nexolmis rufiventris*), el Chorlo Pecho Canela (*Charadrius modestus*) y la Agachona (*Thinocorus rumicivorus*) (Gould 1841, Venzal et al. 2011, E. Lessa in litt. 2015, A. B. Azpiroz obs. pers.). También ha sido observado excepcionalmente junto a especies neárticas como el Chorlo Pampa (*Pluvialis dominica*; Venzal et al. 2011).

Se alimenta en grupos dispersos en el suelo donde alternan rápidas carreras (favorecidas por sus dedos cortos y gruesos) con breves pausas en las que adopta una postura erguida



Figura 5. Es frecuente observar al Chorlo Cabezón en rastrojos y praderas plantadas. En estos ambientes modificados su plumaje brinda un buen camuflaje. En la imagen un grupo en el departamento de Flores (S. Carvalho).

(Canevari et al. 1991, Venegas 1994). El tamaño de las bandadas no reproductivos suelen variar entre una docena y 100 individuos (Sclater y Hudson 1889, Canevari et al. 2001). En Uruguay la mayoría de los registros son de grupos menores a 40 individuos, pero con observaciones excepcionales de hasta 180 (Anexo 9). Es poco confiado y pasa bastante desapercibido gracias a su plumaje relativamente críptico y la costumbre de no vocalizar en el suelo (Canevari et al. 1991). Su dieta esta compuesta principalmente por invertebrados que captura activamente. Un estudio realizado en la provincia de Buenos Aires reveló que la dieta es bastante oportunista e incluyó escarabajos adultos y langostas de forma preferencial pero también lombrices, larvas de escarabajos, moscas, arañas, hormigas, semillas y otros restos vegetales (Isacch et al. 2005). Cabe destacar que los items vegetales podrían ser ingeridos accidentalmente al capturar invertebrados entre la vegetación (Isacch et al. 2005). Según algunos autores buena parte del alimento lo procura entre el estiércol del ganado (Vigil 1973). Muchos chorlos migratorios tienen una dieta bastante flexible lo que les permite explotar el uso de hábitats variados (Skagen y Oman 1996). Esta ventaja podría explicar la presencia frecuente del Chorlo Cabezón en rastrojos y otros ambientes modificados. La alta fidelidad de sitio (al menos durante la época no reproductiva) parece ser otra característica de la especie. Durante la temporada suelen utilizar las mismas áreas para alimentarse y este patrón se puede repetir a lo largo de los años (Isacch et al. 2003a, E. Lessa in litt. 2015, A. B. Azpiroz obs. pers.).

Cuando migran, el vuelo es rápido, alto y directo. Al levantar emiten un silbo trémulo de tono agudo e intensidad decreciente que repiten en el aire en series de tres o cuatro (Sclater y Hudson 1889, Wetmore 1926, Vigil 1973, Venegas 1994). Esta vocalización es frecuente en las bandadas migratorias, las cuales solo se desplazarían de día (Sclater y Hudson 1889). No existen estudios sobre la reproducción de esta especie, pero registros puntuales



Figura 6. A menudo el Chorlo Cabezón aparece asociado a otras especies de pastizal como la Viudita Chocolate (*Neoxolmis rufiventris*) (S. Carvalho).

indican que el período reproductivo se extiende desde fines de agosto a fines de diciembre (Villina y González 1998). Nidifica en el suelo en pequeñas depresiones donde puede depositar hasta cuatro huevos (Villina y Teillier 1990, Canevari et al. 2001).

Estado de Conservación

El Chorlo Cabezón es una especie que ha sido muy poco estudiada a lo largo de toda su distribución (Vilina y Teillier 1990, Vilina y González 1998, Isacch y Martínez 2003a, 2003b, Alfaro et al. 2008), y en particular los datos sobre su estatus poblacional son muy limitados. Las estimaciones globales varían entre 1000 y 10.000 individuos (BirdLife International 2017). Los registros puntuales con mayor abundancia no superan los 160 individuos, siendo grupos de entre 10 y 50 individuos los más frecuentemente observados (Vilina y González 1998, Isacch y Martínez 2003b, Alfaro et al. 2008). En cuanto a la tendencia poblacional, los datos son variados y la existencia de importantes fluctuaciones poblacionales interanuales (Isacch y Martínez 2003b) también dificulta la identificación de patrones claros. Los conteos de los CNAAs en Argentina, Chile y Perú en la década del 90 no identifican ninguna tendencia aparente (Isacch y Martínez 2003b y referencia allí incluidas). Otros estudios más recientes sugieren que está declinando en Chile (Vilina y González 1998) pero no en la Pampa Deprimida de Argentina (Isacch y Martínez 2003b). En Uruguay los registros son escasos pero es posible que sea por falta de muestreos enfocados en la especie (Alfaro et al. 2008). Por un lado hay muchas localidades históricas donde no ha sido registrada recientemente, pero por otro, se han identificado numerosas localidades nuevas en los últimos 15 años (Anexo 9). A nivel de sitios, las abundancias más elevadas registradas en las áreas de invernada son en los pastizales costeros de la zona de Villa Gesell, Buenos Aires (Isacch y Martínez 2003b) y en los pastizales interiores de los departamentos de Florida y

Salto, y pastizales costeros de Rocha (Alfaro et al. 2008, E. Lessa in litt. 2013, 2015, L. Liguori y R. Tosi in litt. 2014).

Las aves migratorias son particularmente sensibles a los cambios en el medio ambiente, ya que debido a sus altas demandas energéticas dependen de la estabilidad de los hábitats que utilizan (Newton 2008). Los sitios de parada durante la migración ofrecen el alimento necesario para continuar su viaje y las alteraciones ambientales que afecten la disponibilidad de presas compromete su supervivencia (Newton 2008). Son necesarios más estudios sobre las rutas migratorias del Chorlo Cabezón, los sitios de parada y su biología reproductiva, para determinar con precisión la procedencia de la población que inverna en Uruguay y su estado de conservación.

Amenazas

La principal amenaza que enfrenta el Chorlo Cabezón es la modificación de hábitat (especialmente en las áreas de invernada), a la que se le suma la caza ilegal en algunas partes de su distribución (Vilina y González 1998, Azpiroz et al. 2012a). Tanto a nivel global como en las Pampas y Campos del sureste de Sudamérica, muchas de las aves que dependen de los pastizales naturales están declinando debido a la reducción y fragmentación de hábitat por el avance de la agricultura y la forestación (Brennan y Kuvlesky 2005, Donald et al. 2006, Azpiroz et al. 2012b). En el caso particular de las áreas costeras, la urbanización es el principal factor vinculado a la modificación de hábitat (Isacch in litt. 2017).

El hecho de que las extensiones de pastizal natural en Uruguay sean cada vez más reducidas puede obligar a ciertas especies a utilizar tierras cultivadas en busca de alimento. Algunas aves de pastizal posiblemente sean capaces de aprovechar estos nuevos ambientes con éxito, pero a la vez podrían verse afectadas por el consumo de alimentos contaminados por agroquímicos (Isacch y Martínez 2003b, Strum et al. 2008, 2010). Se desconoce si la especie es objeto de caza ilegal en nuestro país. No existe información sobre amenazas específicas en las áreas de reproducción.

Medidas de Conservación

Al igual que para todas las especies silvestres que no tienen permiso de caza, la caza del Chorlo Cabezón está prohibida en Uruguay (Ley de Fauna No. 9481). En cuanto a la protección de hábitat, solo una porción de los pastizales costeros de uso regular están incluidos dentro del "Paisaje Protegido Laguna de Rocha" del SNAP. Pero estas áreas son tierras privadas y por lo tanto, su manejo depende de los intereses de los dueños o arrendatarios de los campos. En el resto del país no existen áreas protegidas en las que el pastizal nativo sea la prioridad de conservación. La posibilidad de crear nuevas áreas protegidas que incluyan grandes extensiones de pastizal natural representaría una medida de conservación efectiva para esta y otras especies exclusivas de pastizal. Los pastizales naturales de la zona



Figura 7. La región de Arerunguá en el sureste del departamento de Salto alberga algunas de las muestras mejor conservadas de los pastizales nativos de la región pampeana. Esta es una de las áreas de mayor prioridad para implementar medidas de conservación enfocadas en el campo natural y su vida silvestre asociada (A. Azpiroz).

de Cañas y Arerunguá en el departamento de Salto constituyen un lugar ideal para una medida de este tipo, ya que además del Chorlo Cabezón, albergan poblaciones de otras especies amenazadas como la Loica Pampeana (*Leistes defilippii*) y el Venado de Campo (*Ozotoceros bezoarticus*) entre otras, así como una diversidad de especies vegetales nativas (Bilenca y Miñarro 2004, Azpiroz y Menéndez 2008, Lezama et al. 2006, Lezama et al. 2011).

Para asegurar las condiciones de hábitat de especies como el Chorlo Cabezón, no sólo es necesario proteger el pastizal, sino también manejarlo adecuadamente (Isacch y Martínez 2003a, Azpiroz et al. 2012b). Por estas razones la posibilidad de generar acuerdos entre los sectores público y privado resulta también prioritario. Los productores agropecuarios que desarrollen actividades productivas compatibles con las necesidades de especies prioritarias deberían recibir subsidios del estado (Azpiroz et al. 2012b). El componente enfocado en biodiversidad del Programa de Producción Responsable (PPR) implementado entre 2005 y 2012 por el MGAP fue un excelente ejemplo en este sentido, brindando apoyo económico y técnico para la implementación de medidas prediales que beneficiaran a la vida silvestre. Lamentablemente, desde la finalización de este proyecto, el país ya no cuenta con instrumentos de incentivo de este tipo (N. Marchand in litt. 2017). Es importante considerar que, debido a preferencias de hábitat dispares, no todas las especies de pastizal se verían beneficiadas por una única medida de manejo, por lo que este tipo de iniciativas debería coordinarse a nivel nacional. Dado que el Chorlo Cabezón, al igual que otras especies de chorlos y playeros migratorios, dependen de poblaciones saludables de invertebrados en áreas agrícolas (Skagen y Knopf 1993, Isacch et al. 2005) es importante regular y fiscalizar el uso de agroquímicos. En este sentido el uso de la Calculadora de

Riesgo Ecotoxicológico (Zaccagnini et al. 2005) desarrollada para aves en la Argentina resulta particularmente relevante. Además deberían aumentarse los controles en el uso de organoclorados, organofosforados y carbamatos que están prohibidos en muchos países por su alta toxicidad, pero se siguen utilizando en nuestro país.

Por último, debido a la escasa información disponible, sería fundamental generar estudios acerca de su biología general a nivel local y regional, sus movimientos migratorios (Isacch y Martínez 2003b) y amenazas a lo largo de su distribución. Sería importante generar información relacionada a la supervivencia invernal de la especie en áreas modificadas (rastrojos) en comparación con áreas de pastizal natural. Por ejemplo, a través de un estudio comparado de las presas consumidas (y su retorno energético asociado) en ambientes naturales y modificados, se podría establecer si la especie puede cubrir sus requerimientos en estos últimos sitios (Isacch in litt. 2017).

Medidas Prioritarias

- 1) Desarrollar incentivos económicos para productores privados que promuevan la conservación del campo natural.
- 2) Considerar los pastizales naturales en las inmediaciones de las lagunas costeras (en especial Laguna de Rocha) y en la zona de Arerunguá (Salto) como prioridades en caso de existir posibilidades de extender el sistema nacional de áreas protegidas.
- 3) Controlar el uso de agroquímicos para minimizar el impactos sobre especies insectívoras.
- 4) Realizar estudios sobre sus requerimientos ecológicos, en especial su sobrevivencia en pastizales modificados (rastrojos).

EN

PLAYERO ROJIZO

Calidris canutus rufa (Wilson, 1813)

Adrián B. Azpiroz, Natalia Martínez-Curci y Matilde Alfaro



Figura 1. Playero Rojizo en plumaje alternativo (“reproductivo”) avanzado. Es frecuente observar ejemplares con anillos y banderillas de colores que son utilizados para estudiar diferentes aspectos de la biología de estas aves (A. Azpiroz).

Otros nombres comunes

Chorlito Rojizo de la Marejada (Teague 1955), Chorlo Rojizo (Vaz-Ferreira y Gerzenstein 1961, Gore y Gepp 1978, Cuello 1985), Chorlito Rojizo (Cuello y Gerzenstein 1962), Correlimos Gordo (Olrog 1968). Inglés: Red Knot.

Etimología

Calidris deriva de “skalidris” (Gr.), también reproducido como “kalidris” y “scalidris”, y alude a un ave ribereña de coloración gris mencionada por Aristóteles. Se especula con que podría haberse referido a un playero (*Tringa* sp.) o una lavandera (*Motacilla* sp.; Steullet y Deautier 1939, Jobling 2017). El término *canutus* es en honor a Canuto (rey de Inglaterra,

Dinamarca y Noruega en el siglo XI) y reflejaría el hecho de que el rey consideraba al Playero Rojizo como una exquisitez culinaria (Jobling 2017). El epíteto *rufa* deriva de rufus (L.) que alude a la coloración rojiza de las partes ventrales (Steullet y Deautier 1939).



Figura 2. Playero Rojizo en plumaje básico (“de reposo”) avanzado (A. Azpiroz).

Descripción

Playero mediano a grande dentro del género *Calidris* (25 cm). Su peso puede variar entre 100 y 200 gr. aproximadamente, en función del estadio de su ciclo anual (Niles et al. 2008). El plumaje alterno (“reproductivo”) es rojizo en las partes ventrales, salvo el subcaudal blancuzco y partes dorsales grisáceas, salpicadas de negro y rufo (Fig. 1). El plumaje básico (“de reposo”) es blanco en partes ventrales y grisáceo en las dorsales (Fig. 2). Es frecuente ver individuos con plumajes intermedios (partes ventrales salpicadas de rufo) durante los períodos de muda (Fig. 3). En plumaje alterno es prácticamente inconfundible. El plumaje juvenil es muy parecido al plumaje básico del adulto. Las diferencias más notorias son las líneas subterminales negras y puntas ocráceas en las cobertoras alares. Pico y patas negros. En plumaje básico es similar a otros playeritos del género *Calidris*, pero es significativamente más grande. El Playero Pecho Gris (*Calidris melanotos*), similar en tamaño, tiene la base del pico clara y no es frecuente en la costa sino más bien en humedales interiores.

Taxonomía y Sistemática

Sinónimos: *Tringa rufa* (Wilson, 1813), *Tringa canutus* (Dabbene 1910), *Canutus canutus* (Dabbene 1913), *Calidris canutus rufus* (Wetmore 1926, Teague 1955, Vaz-Ferreira y Ger-



Figura 3. Playeros Rojizos en diferentes etapas de muda; los tres ejemplares de adelante están adquiriendo su plumaje alterno (A. Azpiroz).

zenstein 1961, Cuello y Gerzenstein 1962).

Dentro de la familia de los playeros (Scolopacidae) generalmente se reconocen numerosos linajes independientes organizados en diversos grupos (p.e. Gibson y Baker 2012, Remsen et al. 2017). Remsen et al. (2017), ubican al Playero Rojizo dentro de la subfamilia Arenariinae. Un análisis filogenético reciente basado en datos moleculares, identificó al Playero de Rompiente (*Aphriza virgata*) y al Playero Grande (*Calidris tenuirostris*)¹ como las especies más cercanamente emparentadas al Playero Rojizo (Gibson y Baker 2012). En Arenariinae también están incluidos los vuelvepedras (*Arenaria* spp.) y el Playerito Canela (*Calidris subruficollis*). Además de la raza nominal, *Calidris canutus* incluye otras cinco subespecies con base en diferencias morfológicas, ciclos anuales y áreas de reproducción disyuntas: *islandica* (Linnaeus, 1767), *rufa* (Wilson, 1813), *rogersi* (Mathews, 1913), *roselaari* (Tomkovich, 1990) y *piersmai* (Tomkovich, 2001). Se estima que todas estas subespecies han divergido en los últimos 20.000 años y en el caso de los taxones que reproducen en América (*rufa*, *roselaari* e *islandica*), éstos se habrían separado en los últimos 700 años aproximadamente (Buehler y Baker 2005).

Distribución

Las diferentes razas del Playero Rojizo se reproducen a lo largo de la parte septentrional del hemisferio norte en áreas de nidificación alternativas: *roselaari* en el noroeste de Alaska e Isla Wrangel, *rogersi* en el este de Russia, *piersmai* en el centro norte de Russia, *islandica* en Groenlandia y noreste de Canadá, *canutus* en Siberia occidental y *rufa* en el ártico central canadiense (Buehler & Baker 2005). Esta última forma, que es la que llega al Uruguay, es

la única que pasa la estación no reproductiva en el sur de Sudamérica, fundamentalmente en Tierra del Fuego (Niles et al. 2008). En Uruguay se encuentra asociada principalmente a costas marinas y estuariales desde San José hasta Rocha y también por el este, en humedales interiores hasta Cerro Largo (Fig. 4). La mayor parte de los registros, así como las concentraciones más importantes se dan en las costas de Rocha, destacando la franja costera desde el Canal Andreoni a la Barra del Chuy (Azpiroz et al. 2012a, Aldabe et al. 2015). Las localidades conocidas en Uruguay son: **Cerro**



Figura 4. Localidades de registro del Playero Rojizo en Uruguay. Los puntos blancos corresponden a registros anteriores al año 2000 y los puntos negros representan registros del 2000 en adelante.

Largo: 1) Alrededores de la desembocadura del Río Tacuarí. **Maldonado:** 2) Alrededores del Faro de José Ignacio. 3) Alrededores de la desembocadura de la Laguna José Ignacio. 4) Humedales del Arroyo Maldonado. 5) Punta Del Este. 6) Punta Colorada-Punta Negra. 7) Desembocadura del Arroyo Tarariras, Las Flores. **Montevideo:** 8) Desembocadura del Arroyo Carrasco. 9) Punta Yeguas. **Rocha:** 10) Ensenada del Bonete, Laguna Garzón. 11) Alrededores de la Barra de la Laguna de Rocha. 12) Unos 1,2 km al NE de la Barra de la Laguna de Rocha. 13) Isla Grande² (= Isla La Paloma), La Paloma. 14) Puerto de La Paloma. 15) Isla La Tuna, La Paloma. 16) Boca de la Laguna de Castillos. 17) Costa Este de la Laguna de Castillos. 18) Alrededores de la Laguna de Castillos. 19) Cabo Polonio. 20) Isla Verde, La Coronilla. 21) Pesquero Cerro Verde, La Coronilla. 22) Franja desde Canal Andreoni hasta Barra del Chuy. 23) Desembocadura del Río Cebollatí. **San José:** 24) Playa Penino (=Playa Autódromo). **Treinta y Tres:** 25) Laguna Merín.

Fuentes: Teague (1955): 13; Vaz-Ferreira y Gerzenstein (1961): 19, 20, 22, 24; Cuello y Gerzenstein (1962): 24; Vaz-Ferreira 1986: 3; Gambarotta (1999): 16, 17; Rocha Sagrera (2000): 1; Azpiroz y Rodríguez-Ferraro (2006)³: 22; Blanco et al. 2006: 25; Caballero-Sadi (2009): 8; Aldabe et al. (2011): 22; Aldabe et al. 2015: 3, 8, 11, 14, 19, 22, 24⁴, 25; CNAA 2006, 2007, 2009, 2010, 2012, 2014 Wetlands International: 6, 11, 20, 24; C. Calimares in litt. (2007, 2013): 9, 19; G. Mondón in litt. (2009): 24; M. Abreu in litt. 2014: 11; J. Lenzi in litt. 2014: 21;

E. Lessa in litt. (2014): 7; T. Rabau in litt. (2014): 2-5, 10, 11, 18, 22; A. Rocchi in litt. (2014): 2, 11, 12, 14, 15, 23; A. B. Azpiroz obs. pers.: 3, 11; N. Martínez-Curci obs. pers.: 22; M. Alfaro obs. pers.: 11; Anexo 10.

Con base en la frecuencia de registros y tamaño de bandadas, el área más importante para el Playero Rojizo en Uruguay se extiende desde las inmediaciones de La Coronilla (incluyendo Cerro Verde e Isla Verde) a la Barra del Chuy. Otros sitios relevantes, también por la frecuencia y cantidades reportadas son la Barra de la Laguna de Rocha, el Puerto de La Paloma y Cabo Polonio. Por último, hay pocos datos de la Laguna Merín pero las concentraciones observadas en este humedal sugieren que podría ser otro sitio prioritario.

Categoría UICN Global: NT (BirdLife International 2017).

La categorización de esta especie fue modificada de LC a NT en 2016 (BirdLife International. 2017). Este cambio reciente refleja las reducciones poblacionales significativas de algunas subespecies y subpoblaciones, entre ellas *rufa*.

Categoría UICN Nacional: EN A2abc; B2ab(v) (Azpiroz et al. 2012a).

La subespecie *C. canutus rufa* (que es la única que habita en Uruguay) ha sufrido una declinación de más del 50% en los últimos 15 años (Niles et al. 2008). En Uruguay cumple con los criterios A2abc y B2ab(v) de EN. Se ha verificado una reducción poblacional en el pasado y las causas de esta reducción pueden no haber cesado debido al continuo deterioro de la calidad del hábitat dentro y fuera de la región (Baker et al. 2004, Morrison et al. 2004, Azpiroz y Rodríguez-Ferraro 2006, Niles et al. 2008). También cumple con el criterio D1 de VU. Se estima que el área total de ocupación es menor a 500 km² y utiliza de manera regular y significativa solo unas pocas localidades, especialmente la franja La Coronilla-Barra del Chuy. Es un taxón visitante no reproductor y las condiciones fuera de la región se están deteriorando.

El reciente cambio de categoría global refleja, entre otras cosas las reducciones poblacionales de *C. canutus rufa* mencionadas arriba. Como éstas ya han sido consideradas para definir su categoría nacional, no se estima que el cambio global incida en la categorización de la especies en una futura reevaluación de la Lista Roja nacional.

Proporción de la Población Global en Uruguay: Con base en los registros publicados e inéditos (ver Distribución), principalmente de la costa de Rocha (Laguna de Rocha y franja La Coronilla-Barra del Chuy), se estima en un 10% (~1300 individuos) de la población que inverna en el sur de Sudamérica pasa por el país anualmente.



Figura 5. Grupo de Playeros Rojizos alimentándose en la costa oceánica cerca de La Coronilla, Rocha (A. Azpiroz).

Biología

La subespecie *C. c. rufa*, única raza presente en Uruguay, nidifica en el Ártico central Canadiense entre los meses de Junio y Agosto. Luego migra hacia el sur del continente para pasar su estación no reproductiva, concentrándose en cuatro áreas principales de descanso: 1) la costa oeste de Florida y sudeste de Estados Unidos, 2) el noroeste del Golfo de México, 3) Maranhão en Brasil y 4) la Isla Grande de Tierra del Fuego en Argentina y Chile (Andres et al. 2012). Estos extensos desplazamientos, que incluyen unos 30.000 km anuales en el caso de la población de Tierra del Fuego, implican elevados requerimientos energéticos. Para poder llevarlos a cabo utilizan como paradas de abastecimiento y descanso un limitado número de humedales distribuidos a lo largo de su ruta migratoria. Estos son excepcionales en términos de calidad ambiental ya que les proporcionan las condiciones óptimas para el descanso y el forrajeo. Por esto constituyen cuellos de botella geográficos que no pueden ser reemplazados en caso que se degraden sus condiciones ambientales (Myers 1983, Myers et al. 1987). En estos sitios los Playeros Rojizos pueden acumular, en períodos de tiempo relativamente cortos, más del 50% de su masa corporal en forma de lípidos que serán su principal fuente de energía durante el vuelo sostenido del siguiente tramo del viaje (Piersma et al. 1999; Fig. 5).

Los registros de Playeros Rojizos para el país comprenden todos los meses del año. Sin embargo, su abundancia varía estacionalmente indicando que utilizan las costas uruguayas con diferente magnitud durante las distintas etapas de su ciclo anual. Las mayores abundancias registradas generalmente corresponden a los meses de marzo y abril, momento en el que las aves realizan una parada migratoria durante su regreso hacia las áreas de



Figura 6. Grupo de Playeros Rojizos descansando; nótese la capacidad de flexionar la mandíbula superior del ejemplar en el extremo izquierdo (A. Azpiroz).

reproducción en el Hemisferio Norte. En esta época se observan bandadas compuestas por varias decenas a cientos de individuos en las playas de La Coronilla y Barra del Chuy (Martínez-Curci y Fallabrino 2009, Aldabe et al. 2011, Aldabe et al. 2015; Fig. 6) y grupos generalmente reducidos pero de presencia regular en otros humedales costeros de Rocha, Maldonado y San José, principalmente (Anexo 10). Si bien no se conocen en detalle los tiempos de residencia de las bandadas durante su paso migratorio por el país, datos de relevamientos realizados en otoño 2010 mostraron una permanencia media de 5 días (con un rango de 2 a 26 días; Aldabe et al. 2015). Adicionalmente un individuo equipado con un geolocalizador permaneció en la zona de la Barra del Chuy (utilizando tanto la costa uruguaya como la brasilera) por 36 días, desde el 2 de abril al 8 de mayo de 2009 (Niles et al. 2010). Luego voló hasta la costa de Carolina del Norte en Estados Unidos, recorriendo aproximadamente 8000km en seis días de vuelo ininterrumpido. Esto sugiere que el alimento que encuentran en la zona les proporcionaría la energía necesaria para completar un extenso tramo de la migración (Niles et al. 2010). En la Barra del Chuy, el principal ítem alimenticio identificado para la especie es el Berberecho Austral (*Donax hanleyanus*) y en menor medida la Almeja Amarilla (*Mesodesma mactroides*; Aldabe et al. 2011). La especie hace un uso más limitado de las costas uruguayas durante la primavera, en su migración hacia el sur. Las abundancias registradas en esta estación son más reducidas y dan cuenta de bandadas que no superan los 30 individuos. Durante el verano, los registros actuales comprenden desde aves solitarias hasta algunas decenas de individuos (Anexo 10). Sin embargo, un registro de más de 2000 aves en la Barra del Chuy en enero de 1953 (Vaz-Ferreira y Gerzenstein 1961) sugiere que en el pasado el área era utilizada, al menos

ocasionalmente, como sitio de descanso no reproductivo por un mayor porcentaje de la población que en la actualidad. Finalmente, unos pocos individuos permanecen en el país durante el invierno, época de reproducción de la especie en latitudes septentrionales. Este comportamiento también ha sido citado en las costas de Buenos Aires, Argentina (Blanco et al. 1992, Martínez-Curci et al. 2015a; Martínez-Curci et al. 2015b) y de Rio Grande do Sul, Brasil (Belton 1984, Scherer y Petry 2012). Si bien no se conocen en profundidad las causas que lo ocasionan, podría tratarse de individuos sexualmente inmaduros (Summers et al. 1995) o de aves que por encontrarse enfermas o con reservas energéticas deficientes no podrían continuar su larga migración hacia las áreas de nidificación (McNeil et al. 1994). Dado que la mayoría de los registros de Playeros Rojizos sobre-veraneantes provienen de las costas de la región pampeana (sur de Brasil, provincia de Buenos Aires, Argentina y Uruguay), es probable que la región tenga un rol importante con respecto a este comportamiento y por lo tanto amerite acciones de conservación específicas (Martínez-Curci et al. 2015b).

Estado de Conservación

La población global del Playero Rojizo se estima en unos 991.000-1.014.000 individuos, con tendencia decreciente en el caso de la mayoría de las subespecies (Wetlands International 2017). Por su parte, el tamaño de la subespecie *C. c. rufa* se estimaba en 42.000, de los cuales aproximadamente 13.000 corresponderían a la población biogeográfica de Tierra del Fuego (Andres et al. 2012). Esta población sufrió una drástica disminución en los últimos 15 años. Las estimaciones indican que ha declinado desde 67.500 individuos en 1985 a 51.000 en 2000, 27.000-31.000 en 2002-2004, 14.800-17.800 en 2004-2010 y 9800-13000 en 2011-2012 (Morrison et al. 2004, Dey et al. 2011, Andres et al. 2012); permaneciendo en los últimos años en el rango de 10.000-15.000 (R. I. G. Morrison, com. pers.). Al igual que sucede con otras aves playeras migratorias Neárticas, algunas características de la historia natural del Playero Rojizo lo hacen particularmente susceptible a la extinción: bajas tasas de reproducción y tamaño de nidada pequeño; comportamiento altamente gregario durante la migración y la época no reproductiva; y cronología muy estricta de migración, marcada por una disponibilidad de alimento fluctuante (Myers et al. 1987). Adicionalmente, se estima que la población ha sufrido un cuello de botella demográfico en tiempos evolutivos recientes lo que ha resultado en una diversidad genética reducida (Buehler y Baker 2005). Esta característica afecta su potencial evolutivo y la hace más susceptible a la extinción.

Amenazas

Una de las principales amenazas globales para la especie es el cambio climático cuyos efectos serían más pronunciados en zonas polares y latitudes templadas. Esto podría oca-



Figura 7. Franja costera entre La Coronilla y Barra del Chuy, Rocha, una de las áreas más importantes para el Playero Rojizo en Uruguay (A. Azpiroz).

sionar una contracción de las áreas de nidificación en el polo norte y pérdida de hábitat en las paradas migratorias y áreas de descanso (Baker et al. 2013). Evidencia reciente indica que en las últimas décadas el deshielo en las áreas de cría en el Ártico se ha adelantado progresivamente. En los años con deshielos tempranos los Playeros Rojizos (subespecie *rufa*) producen descendencia de menor tamaño y con picos más cortos. Estas aves tienen una menor adecuación biológica ("fitness") ya que sus tasas de supervivencia son menores debido a las mayores dificultades que encuentran para alimentarse en las áreas de descanso no reproductivo (van Gils et al. 2016).

Entre las principales causas que se han identificado para explicar la tendencia poblacional negativa de la subespecie *rufa* destaca la disminución de su principal fuente de alimento en la parada migratoria de Bahía Delaware, Estados Unidos, donde se reabastecen antes de su vuelo final a las áreas de reproducción. Esto les genera dificultades para alcanzar su peso ideal de partida (Niles et al. 2008). Allí se alimentan de huevos de Cangrejo Carcerola (*Limulus polyphemus*) que fueron diezmados a causa de la sobre-explotación de los adultos utilizados para la industria pesquera y farmacéutica. Como consecuencia de restricciones legales impuestas desde 1998 la colecta de cangrejos ha disminuido desde 2004. Sin embargo, debido a que esta especie tarda 10 años en alcanzar la madurez sexual no es sorprendente que la población de Playero Rojizo haya continuado declinando, al menos hasta 2011 (Niles et al. 2009), habiéndose mantenido relativamente estable desde entonces (R. I. G. Morrison, com. pers). Además, existen otras amenazas en la ruta migra-

toria que no han podido ser identificadas y que ocasionan una llegada tardía y/o en malas condiciones físicas a la Bahía Delaware (Niles et al. 2008).

Entre las amenazas regionales se pueden mencionar las perturbaciones relacionadas con las actividades turísticas y la urbanización. En el sector costero comprendido entre el Canal Andreoni y la Barra del Chuy el tránsito de vehículos en la playa, además de alterar el comportamiento de las aves que descansan o se alimentan, produce compactación de la arena y destrucción de la fauna bentónica (N. Martínez-Curci obs. pers.). A esto se le suma la degradación costera por la expansión urbana (que afecta mayormente a la zona de la Barra del Chuy) y la extracción de arena y almejas en el principal sector de alimentación situado a aproximadamente 9 km al noreste de La Coronilla (N. Martínez-Curci obs. pers.). Otra amenaza en esta zona es la reciente instalación del mayor parque eólico de Sudamérica, ubicado a unos kms de Chui, Rio Grande do Sul. Si bien no se evaluó su impacto sobre las poblaciones de aves, se sabe que uno de los principales problemas asociados a la energía eólica a nivel mundial es la mortalidad de aves asociada a las colisiones con las turbinas (Sovacool 2009). Por último, también se han identificado disturbios tales como la degradación ambiental a causa de contaminación por escorrentía urbana y agrícola y la expansión de especies invasoras (Muniz et al. 2005). La descarga del canal Andreoni en La Coronilla afecta la abundancia, biomasa y diversidad de los invertebrados bentónicos, potenciales presas de las aves playeras (Bergamino et al. 2009). Asimismo, en la Laguna de Castillos y el Arroyo Valizas se ha constatando en los últimos años un proceso de eutrofización que estaría relacionado con la actividad agrícola en el sector norte de la laguna (J. C. Gambarotta in litt.). Al menos algunas aves acuáticas frecuentes en el área en el pasado, tales como el Playero Rojizo, no han sido observadas recientemente en este sitio (J. C. Gambarotta in litt.).

Cabe mencionar que tanto en el sur de Rio Grande do Sul como en Rocha se han reportado eventos de mortalidad de playeros pero las causas de los mismos no han sido identificadas fehacientemente (Niles et al. 2008, Aldabe et al. 2015). En Abril de 2007 se registró uno de estos incidentes en la costa en los alrededores de La Coronilla. A pesar de que en una primera instancia se reportó un total de 1300 individuos muertos (>6% de la población de *C. c. rufa*), en un análisis posterior se concluyó los individuos afectados fueron 312. La evidencia obtenida respecto de este evento es muy limitada (ver Niles et al. 2008 y Aldabe et al. 2015: 225).

Medidas de Conservación

El Playero Rojizo está amparado por la Ley de Fauna (No. 9481) de Uruguay y se encuentra listado en el Apéndice I de CMS. Varias de las áreas costeras utilizadas por esta ave reciben mucha afluencia turística durante los meses de verano y en Semana de Turismo. Este último período es particularmente relevante en Uruguay ya que suele coincidir con la

presencia de las mayores concentraciones de estos playeros en su migración al norte (fines de marzo-abril). Un área particularmente sensible al tránsito de vehículos es la franja La Coronilla-Barra del Chuy (Fig. 6). Es importante aumentar los controles de tránsito durante este período para asegurar condiciones adecuadas de abastecimiento y descanso de las aves en migración. Asimismo, en esta zona son necesarios controles más estrictos sobre las prácticas de extracción de arena y almejas ya que representa la principal área de alimentación de estas aves. En el caso de futuros proyectos de desarrollo (turismo, industria, etc.) será fundamental respetar las áreas clave para la especie (p.e., franja La Coronilla-Barra del Chuy, barra de la Laguna de Rocha) de forma de no generar impactos negativos adicionales. Por último, respecto al conocimiento de la especie en Uruguay, sería importante generar estudios más exhaustivos acerca de su ecología trófica y patrones temporales y espaciales de uso de hábitat.

Medidas Prioritarias

- 1) Controlar el tráfico de vehículos, extracción de arena y colecta de almejas en áreas sensibles, especialmente en la franja costera entre La Coronilla y Barra del Chuy.
- 2) Desalentar aquellas iniciativas de desarrollo que generen una pérdida en la calidad de hábitat en las áreas más importantes para la especie (franja La Coronilla-Barra del Chuy, lagunas costeras de Maldonado y Rocha).
- 3) Continuar los conteos estacionales para monitorear el tamaño de la población y desarrollar estudios (ecología trófica, uso de hábitat) para mejorar el entendimiento de sus requerimientos ecológicos.

Notas

¹ La observación que el Playero de Rompiente sería la especie más cercana al Playero Rojizo es uno de los patrones que reflejan la parafilia del género *Calidris* (ver Gibson y Baker 2012).

² La Isla Grande de La Paloma ya no existe como tal porque fue unida a la costa y en sus inmediaciones se ubicó el Puerto de la Paloma (M. Abreu in litt. 2014, A. Rocchi in litt. 2014).

³ Las coordenadas de los registros de Azpiroz y Rodríguez-Ferraro (2006) en esta localidad fueron erróneamente reportadas (ver rectificación en Anexo 10).

⁴ Aldabe et al. (2015: 233) reportan tres registros de 30 a >50 individuos en San José asignando al MNHNM como fuente (ver Anexo 10). Estos registros involucraron algunos ejemplares colectados que eran parte de bandadas, tal como está documentado en la base de datos del MNHNM (W. Jones in litt. 2017).

EN

GAVIOTA CANGREJERA

Larus atlanticus (Olrog, 1958)

Adrián B. Azpiroz y Diego Caballero-Sadi



Figura 1. Gaviota Cangrejera adulta en plumaje alterno o "reproductivo" (A. Azpiroz).

Otros nombres comunes

Gaviota de Simeón (Vaz-Ferreira y Gerzenstein 1961, Gerzenstein 1965a), Gaviota de Cola Negra (Escalante 1970, Gore y Gepp 1978, Cuello 1985), Gaviota de Olrog (Yorio et al. 2005, Berón et al. 2012). Inglés: Olrog's Gull.

Etimología

Larus (L.), refiere a un ave marina rapaz, posiblemente una gaviota y *atlanticus* (L.) a su distribución restringida a la costa atlántica del sureste de Sudamérica (Jobling 2017).

Descripción

Gaviota grande de 50-56 cm de longitud, 130-140 cm de envergadura alar y 800-1000 gr.

de peso. El plumaje alterno (Fig. 1) es de coloración general blanca con dorso y alas negras. El plumaje básico se caracteriza por la presencia de manchas oscuras en la cabeza, generalmente formando un capuchón poco definido (Howell y Dunn 2007; Fig. 2). Cola blanca con ancha banda subterminal negra (particularmente evidente en vuelo; Fig. 3). Pico amarillo con la punta de coloración roja y negra; patas amarillas o verde oliváceas; anillo periocular rojo (Escalante 1970, Howell y Dunn 2007, Chebez y Yorio 2008). Los inmaduros



Figura 2. Gaviota Cangrejera en plumaje básico (“de reposo”) mostrando la cabeza manchada (A. Azpiroz).

(segundo y tercer años) presentan una mezcla de plumaje negro y pardo en el ala dorsal y la cabeza y pecho manchados de pardo grisáceo (Howell y Dunn 2007; Fig. 3). El juvenil (primer año) presenta coloración general parda fuliginosa con vientre y subcaudal blancos y cola negruzca con punta blanca; cobertoras mayores formando un panel claro en el ala; frente y garganta blancas, pico amarillento con punta negra y patas amarillentas (Howell y Dunn 2007; Fig. 5). De menor tamaño que la Gaviota Cocinera (*Larus dominicanus*), el adulto se diferencia por la presencia de una franja negra en la cola, el iris oscuro, la coloración negra y roja en la punta del pico y la ausencia de puntos blancos en la parte distal de las primarias. La Gaviota Cangrejera siempre presenta la base del pico clara, lo que permite diferenciarla de los juveniles de Gaviota Cocinera que tienen el pico completamente oscuro.

Taxonomía y Sistemática

Sinónimos: *Larus belcheri atlanticus* (Olrog 1958, Vaz-Ferreira y Gerzenstein 1961, Cuello y Gerzenstein 1962, Cuello 1985).

Dentro de la familia Laridae se reconocen dos subfamilias, de las cuales Larinae reúne a



Figura 3. Ejemplar en vuelo en el que se puede apreciar el capuchón y el pecho gris parduscos, típicos de los subadultos (A. Azpiroz).

las gaviotas (Remsen et al. 2017). Estudios moleculares recientes han identificado cuatro grupos principales de gaviotas (Pons et al. 2005). La Gaviota Cangrejera pertenecería al de las especies “de cabeza blanca” pero esta propuesta aún se considera tentativa (Pons et al. 2005). Asimismo, más allá de que la identificación de los taxones más cercanamente emparentados con la Gaviota Cangrejera tampoco ha sido resuelta de manera definitiva, existe cierta evidencia que señala a la Gaviota Peruana (*Larus belcheri*) y a la Gaviota Japo-



Figura 4. El patrón de coloración de los juveniles (gris pardusco) permite diferenciarlos con relativa facilidad de los juveniles de Gaviota Cocinera (pardos) (A. Azpiroz).

nesa (*Larus crassirostris*) como posibles especies hermanas (Chu 1998, Pons et al. 2005). La Gaviota Cangrejera fue inicialmente descrita como una subespecie de la Gaviota Peruana (Olrog 1958). Los resultados de los primeros estudios detallados sobre su biología sugirieron que se trataba de una especie plena (Olrog 1967, Devillers 1977) y esto ha sido confirmado más recientemente con evidencia molecular (Pons et al. 2005).

Distribución

Esta especie habita áreas costeras de Argentina, sur de Brasil y Uruguay (Azpiroz 2001, Yorio et al. 2005, Pacheco et al. 2009). Presenta una distribución discontinua que podría estar relacionada con su dieta especializada (Escalante 1970, Spivack y Sánchez 1992). Todas las colonias de anidación se encuentran en la costa atlántica argentina entre el sur de la provincia de Buenos Aires y la provincia de Chubut (Yorio et al. 2013).

En la época no reproductiva ha sido registrada regularmente desde Chubut hacia el norte hasta el río de la Plata (con registros ocasionales en Santa Cruz y Tierra del Fuego) en Argentina, costas de Uruguay y del extremo sur de Brasil hasta el estado de Santa Catarina (Escalante 1970, Bencke et al. 2003, Chebez y Yorio 2008, Pacheco et al. 2009). En Uruguay se la encuentra generalmente en los alrededores de las barras de arroyos y lagunas costeras salobres. Se la observa regularmente sólo en pocos sitios: Playa Penino, Arroyo Maldonado, Laguna José Ignacio y Laguna de Rocha. Las localidades conocidas para el país son (Fig. 5):

Canelones: 1) Arroyo Pando, 2) Arroyo Solís Chico. **Colonia:** 3) Puerto de Colonia del Sacramento. **Maldonado:** 4) Arroyo Solís Grande, 5) Balneario Las Flores, 6) Playa Brava, Punta del Este, 7) Arroyo Maldonado I, 8) Arroyo Maldonado II, 9) Laguna José Ignacio, 10) La Juanita, 11) Laguna Garzón. **Montevideo:** 12) Bahía de Montevideo, 13) Punta Carretas, 14) La Estacada, 15) Arroyo Carrasco. **Rocha:** 16) Barra de la Laguna de Rocha, 17) Puerto de La Paloma, 18) Laguna de Castillos, 19) Aguas Dulces, 20) Playa Cerro Verde, 21) Playa La Coronilla, 22) Alrededores de Barra del Chuy. **San José:** 23)



Figura 5. Localidades de registro de la Gaviota Cangrejera. Los puntos blancos corresponden a registros anteriores al año 2000 y los puntos negros representan registros del 2000 en adelante..

Playa Penino (=Playa Autódromo).

Fuentes: Zorrilla de San Martín (1959): 23; Vaz-Ferreira y Gerzenstein (1961): 9,12, 23; Escalante (1962): 7, 9, 23; Escalante (1966): 6, 7, 23; Escalante (1970): 1, 15; Gore y Gepp (1978): 23; Escalante (1980): 23; Escalante (1984): 7; Gambarotta et al. (1999): 18; Caballero-Sadi (2009) y datos inéditos: 1, 8, 9, 10, 14, 15, 22, 23; CNAA 2004-2016 Wetlands International¹: 1, 2, 4, 8, 9, 11, 13, 15, 16, 17, 18, 20, 21, 23; M. Abreu in litt. 2007: 16; M. Alfaro in litt. 2015: 2, 8, 16; C. Calimares in litt. 2015: 19; E. Lessa in litt. 2017: 5; L. Liguori in litt. 2015: 16; D. Niz in litt. 2015: 14; A. B. Azpiroz obs. pers.: 3, 8, 9, 16 ; Anexo 11.

Biología

Habita la costa oceánica y del Río de la Plata, también estuarios y otros humedales de agua salobre, fundamentalmente con presencia de cangrejales (Escalante 1970, Collar et al. 1992, Chebez y Yorio 2008; Fig. 6). Aunque se caracteriza por una dieta especializada en cangrejos (*Neohelice granulata*, *Cyrtograpsus* spp., *Uca uruguayensis*, entre otras especies; Escalante 1966, Spivak y Sánchez 1992, Herrera et al. 2005, Berón et al. 2012; Fig. 7) también muestra cierta plasticidad trófica, característica de los láridos, particularmente durante la temporada no reproductiva (Martínez et al. 2000, Petracci et al. 2007, Berón et al. 2013). Al menos en algunas áreas el consumo de balanos (*Balanus glandula*) es significativo durante el invierno cuando la disponibilidad de cangrejos puede verse reducida (Delhey et al. 2001). Otros ítems reportados en su dieta son: poliquetos, caracoles marinos (*Adelomedon* sp.), mejillones, insectos (coleópteros), peces (incluyendo descartes de pesca), granos y alimentos procesados (Escalante 1966, Spivak y Sánchez 1992, Martínez et al.



Figura 6. Boca de la Laguna José Ignacio (Maldonado) con el océano Atlántico al fondo. Esta es una de las localidades más importantes para la Gaviota Cangrejera en Uruguay (A. Azpiroz).



Figura 7. Uno de los componentes más importantes en la dieta de esta ave marina son los cangrejos; aquí ingiriendo un Cangrejo del Barro (*Neohelice granulata*) (A. Azpiroz).

2000, Copello y Favero 2001, Delhey et al. 2001, Berón 2003, Herrera et al. 2005, Yorio et al. 2005, Petracci et al. 2007, Berón et al. 2013). Los juveniles pueden ser cleptoparásitos reportándose en Argentina el robo de cangrejos a la Gallareta Grande (*Fulica armillata*; García et al. 2008). En Uruguay se las ha observado capturando cangrejos nadando en canales de poca profundidad, tomándolos desde la superficie del agua o zambullendo desde cierta altura (Escalante 1970). También aprovecha los cangrejos que aparecen en la línea de marea en playas (Berón et al. 2012). Se ha sugerido que la dieta especializada expone a esta especie a riesgos parasitológicos que afectarían fundamentalmente a los pichones quienes son alimentados exclusivamente con cangrejos (La Sala y Martorelli 2007). Se reproduce exclusivamente en Argentina. Nidifica en colonias (18 localidades utilizadas para reproducir identificadas hasta la actualidad; Yorio et al. 2013) en islas e islotes ubicadas a una distancia de entre 120 m y 16.7 km de la costa (García Borboroglu y Yorio 2007a). Se han registrado colonias de entre cinco y 3541 parejas (Yorio et al. 2013). Estas se establecen en suelo abierto con poca vegetación y en las cercanías de cangrejales (García Borboroglu y Yorio 2007a, Suárez et al. 2012). Los nidos se encuentran en altas densidades y esta disposición, como en el caso de otras aves marinas, se interpreta como una estrategia anti-depredatoria (García Borboroglu y Yorio 2007a). El período de puesta se extiende desde octubre a diciembre (Yorio et al. 2005) y la postura consiste de dos o tres huevos (Chebez y Yorio 2008). En las colonias reproductivas pueden asociarse a otras aves habiéndose registrado principalmente junto a la Gaviota Cocinera (*Larus dominicanus*) y secundariamente al Pingüino de Magallanes (*Spheniscus magellanicus*), Biguá Común (*Phalacrocorax brasilianus*), Garza Blanca Grande (*Ardea alba*), Escúa Antártica (*Catharacta antarctica*), Escúa Chilena (*C. chilensis*) y Gaviota Gris (*L. scoresbii*; García Borboroglu y Yorio 2007a).

Categoría UICN Global: NT (BirdLife International 2017).

Hasta 2012 esta gaviota era clasificada como amenazada (Vulnerable) debido a su reducida área de distribución, pequeño tamaño poblacional y la suposición de una tendencia poblacional decreciente (BirdLife International 2000). Más recientemente, nuevas estimaciones poblacionales (Yorio et al. 2013) se han interpretado como evidencia de una falta de declinación y por tal motivo se la ha reclasificado como “casi amenazada” (BirdLife International 2017). En el pasado cumplía con los criterios B1a+b(ii,iii) y C2a(i).

Categoría UICN Nacional: EN B2ab(iii) (Azpiroz et al. 2012a).

El área de ocurrencia es menor a 500 km² y utiliza menos de cinco localidades principales (Laguna José Ignacio, Laguna de Rocha, Arroyo Maldonado y Playa Penino). Existe un deterioro creciente de la calidad de su hábitat (D. Caballero-Sadi y T. Rabau obs. pers.). Las marismas con cangreiales que utiliza (Escalante 1966) se consideran ambientes amenazados en Uruguay (Scarabino 2006). También cumple con el criterio D1 de VU (población muy pequeña), ya que el número de individuos maduros que visita la región es menor a 1000. Es un taxón visitante no reproductor y las condiciones fuera de la región también se están deteriorando (Petracci et. al. 2004, Yorio et al. 2005, García Borboroglu y Yorio 2007b).

El reciente cambio de categoría a nivel global deberá ser considerado a la hora de reevaluar su estatus a nivel nacional. Sin embargo, dado que las condiciones de hábitat en Argentina no han mejorado (Yorio et al. 2013), y que las cantidades de individuos resgitrados en Uruguay tampoco han aumentado en los últimos años (D. Caballero-Sadi y T. Rabau obs. pers.), es probable que este cambio no afecte la categorización nacional.^{2,3}

Proporción de la Población Global en Uruguay: Considerando un tamaño de población global en el rango de 4860-7790 parejas reproductivas (Yorio et al. 2013) y una población visitante en Uruguay de al menos 125 ejemplares maduros (considerando que existen varios registros de concentraciones de más 100 ejemplares e incluso dos de más de 200 y que la proporción de ejemplares maduros reportadas es de aproximadamente 50%), se estima que la población que llega a Uruguay representa 0.8-1.3% de la población global.

La Gaviota Cangrejera es un ave migratoria austral parcial (Chebez y Yorio 2008). Fuera de la época reproductiva parte de la población se desplaza hacia el norte, llegando hasta el sur de Brasil (Collar et al. 1992, Pacheco et al. 2009). En algunas áreas pueden observarse juveniles y subadultos durante todo el año (Chebez y Yorio 2008). En Uruguay los registros disponibles se concentran entre los meses de mayo a setiembre pero también existen observaciones en otras épocas de año. Se han reportado agrupaciones de tamaño variable

compuestas por adultos, inmaduros y juveniles. En Rio Grande do Sul es menos frecuente y su presencia se limita al otoño e invierno (Bencke et al. 2003).

Estado de Conservación

La población global se estima en 15.600 individuos reproductivos y estaría estable (Yorio et al. 2013, BirdLife International 2017). Históricamente, su reducido tamaño poblacional y vulnerabilidad de los sitios de nidificación, reposo e invernada hicieron que fuera considerada una especie en riesgo (Escalante 1984). En la costa uruguaya se suelen observar individuos aislados o pequeños grupos pero en los sitios regulares del este del país se pueden encontrar concentraciones de hasta algunos centenares de individuos (Anexo 11).

Amenazas

Las principales amenazas que enfrenta son el deterioro de los sitios de reproducción, alimentación y descanso tanto en Argentina como en Uruguay, debido al incremento de las actividades humanas y la interacción en los sitios de nidificación con la Gaviota Cocinera (Escalante 1984, Petracci et al. 2004, Yorio et al. 2005, García Borboroglu y Yorio 2007b). Los principales sitios de reproducción se encuentran en el sur de la provincia de Buenos Aires y están amenazados por actividades industriales, turísticas e incluso se ha constatado la colecta ilegal de huevos (Olrog 1967, Chebez y Yorio 2008, La Sala et al. 2011). También se ha registrado el consumo de pichones por parte de la Gaviota Cocinera (La Sala y Martorelli 2010). En áreas de invernada de la provincia de Buenos Aires se ha constatado



Figura 8. Los trozos de tanzas descartados por pescadores pueden generar heridas importantes al enredarse en las patas de las aves marinas (A. Azpiroz).

la mutilación y muerte de ejemplares por ingesta o enredo con desechos de pesca deportiva (Berón et al. 2005; Fig. 8). En el sur de Brasil también se mencionan como problemas la expansión urbana e industrial, así como la posible modificación de hábitat por sobrepastoreo (Bencke et al. 2003). En Uruguay el desarrollo urbano y contaminación asociada amenazan tres de los principales sitios utilizados por esta gaviota: Playa Penino, Laguna José Ignacio y el Arroyo Maldonado (los dos últimos se encuentran ubicados en una de las principales áreas turísticas del país). Estos sitios se ven principalmente afectados por la eliminación o reducción de los humedales con cangrejales por emprendimientos urbanísticos. Los proyectos de infraestructura, tales como la reciente construcción del puente sobre la Laguna Garzón, podrían generar efectos negativos indirectos a través del impacto sobre cangrejales o promoviendo el desarrollo turístico/urbanístico no planificado en otros sitios clave para la especie.

Medidas de Conservación

A nivel nacional está amparada por la Ley de Fauna (No. 9481) y a nivel internacional por la Convención de Especies Migratorias (Apéndice I). Se la ha señalado para las IBAs (Important Bird Areas) Esteros del Arroyo Maldonado, Laguna de José Ignacio, Playa Penino y Humedales de Santa Lucía (Aldabe et al. 2009). También ha sido registrada en Laguna Garzón, Laguna de Rocha, Laguna de Castillos y Barra del Chuy-La Coronilla.

Medidas Prioritarias

- 1) Desalentar el desarrollo urbano y cualquier otra actividad que afecte negativamente la calidad de hábitat en los áreas más importantes para la especie (particularmente en Playa Penino, arroyo Maldonado, lagunas José Ignacio, Rocha y Garzón). En este sentido es importante adoptar las medidas necesarias para corregir, reducir o eliminar cualquier fuente significativa de contaminación acuática.
- 2) Regular las actividades recreativas en las áreas protegidas de manera de garantizar la disponibilidad de áreas de descanso y alimentación.
- 3) Realizar campañas de educación dirigidas a las comunidades de pescadores deportivos para promover la adecuada eliminación de desechos de pesca (tanza, anzuelos) que pueden generar impactos negativos en ésta y otras aves marinas.

Es importante asegurar la preservación de las condiciones específicas de hábitat que requiere esta gaviota en Uruguay. Los sitios clave conocidos (p.e., Playa Penino, Arroyo Maldonado, Laguna José Ignacio y Laguna de Rocha) deberían protegerse de manera efectiva. Más allá de estar presente en varias áreas protegidas o sus inmediaciones (Área Protegida

con Recursos Manejados Humedales de Santa Lucía, Área de Manejo de Hábitats y/o Especies Laguna Garzón, Paisaje Protegido Laguna de Rocha, Refugio de Fauna Laguna de Castillos, Área de Manejo de Hábitats y/o Especies Cerro Verde e Islas de La Coronilla), no está claro si las medidas de protección actuales pueden garantizar la conservación a largo plazo de la especie y su hábitat. En todo caso los proyectos turísticos, urbanísticos o de infraestructura así como las actividades productivas que pudieran generar impactos negativos deberían considerar la vulnerabilidad de la especie (Escalante 1984) y de los sitios de los que depende. Por último, con respecto a las prioridades de investigación futuras, se deberían continuar los conteos frecuentes en los sitios de concentración más importantes y desarrollar estudios ecológicos que determinen los requerimientos de la Gaviota Canchales durante la época no reproductiva.

Nota:

¹ Esta información corresponden a la base de datos de Uruguay del Censo Neotropical de Aves Acuáticas desarrollado por Wetlands International.

² En un nuevo análisis del estado de conservación de la avifauna argentina se la clasificó como “vulnerable”. Esta categoría equivale a “casi amenazada” a nivel nacional en el sistema de Listas Rojas de UICN (MADS y Aves Argentinas 2015).

³ Esta nueva información será formalmente evaluada en el próximo proceso de actualización de la Lista Roja de Aves del Uruguay.

EN

LECHUCITA CANELA

Aegolius harrisi iheringi (Sharpe, 1899)

Adrián B. Azpiroz y Gonzalo Cortés



Figura 1. Lechucita Canela observada en los alrededores del Infiernillo, Tacuarembó (A. Azpiroz).

Otros nombres comunes

Lechucita Acanelada (Gerzenstein 1965b, Cuello 1975, Gore y Gepp 1978). Inglés: Buff-fronted Owl.

Etimología

Aigolios (G.), significa alucón o mochuelo (Steullet y Deautier 1945); un ave de mal agüero o lechuza (Jobling 2017); *harrisi*, en honor a Edward Harris (1799-1863), naturalista y patrocinador de la Sociedad Audubon de Estados Unidos (Jobling 2017); *iheringi*, dedicada a Hermann von Ihering (1850-1930), zoólogo y fundador del Museo de San Pablo, Brasil (Steullet y Deautier 1945, Jobling 2017).



Figura 2. Ejemplar de la subespecie *iheringi* fotografiado en San Pablo, Brasil, donde se aprecian los detalles de las partes dorsales (R. Gentil).

Descripción

Pequeña lechuza de unos 20 cm de longitud, algo más grande que el Caburé (*Glaucidium brasilianum*) y más pequeña que el Tamborcito Común (*Megascops choliba*). Corona, partes dorsales y cola pardo oscuro, con lunares blancos en alas y cola. Partes ventrales canela anaranjadas y disco facial bordeado por líneas oscuras. Iris amarillo y tarsos emplumados (Fig. 1 y 2). Los jóvenes presentan un patrón de coloración muy parecido al adulto. En Uruguay no hay ninguna otra especie de lechuza de características similares. Sin embargo cabe mencionar que los ejemplares jóvenes del Lechuzón Orejudo (*Pseudoscops clamator*) presen-

tan plumaje acanelado. Estos últimos, además de ser de mayor tamaño que la Lechucita Canela, presentan "orejas" generalmente bien visibles y el dorso y corona claros.

Taxonomía y Sistemática

Sinónimos: *Gisella iheringi* (Sharpe 1899), *Gisella Harrisii* (Dabbene 1910).

El género *Aegolius* (cuatro especies) es monofilético y se ubica dentro de la tribu Aegolini y la subfamilia Surniinae dentro de la familia Strigidae (Marks et al. 1999, Wink et al. 2009). *Aegolius harrisii* está cercanamente emparentada con *A. acadicus* y *A. funereus* del hemisferio norte (Wink et al. 2009). Estaría más emparentada con *A. acadicus* lo cual sugiere que pueden tener un ancestro común en América (Wink et al. 1999). Además de la raza nominal, se reconocen otras dos subespecies para *Aegolius harrisii*, aunque existen dudas sobre su validez (Girão y Albano 2010): *iheringi* (Sharpe 1899) y *dabbenei* (Olrog 1979). La forma *iheringi* podría representar una especie plena (König 1999). Además las poblaciones que habitan los bosques secos del centro de Sudamérica podrían pertenecer a otro taxón diferente aun no descrito (Girão y Albano 2010).

Distribución

La forma *iheringi* se distribuye por el este de Bolivia, Paraguay, centro y este de Brasil y norte de Uruguay. Otras dos subespecies habitan en los Andes desde el noroeste desde Venezuela hasta el sur de Perú (*harrisii*) y en el norte de Argentina y posiblemente regiones limítrofes del oeste de Bolivia (*dabbenei*; Marks et al. 1999; Mikkola 2012, García Bravo y Barrio 2014). En Uruguay es conocida de unos pocos registros confirmados en las cuchillas Negra y de Haedo, en el norte del país (Fig. 3). Recientemente reencontrada en

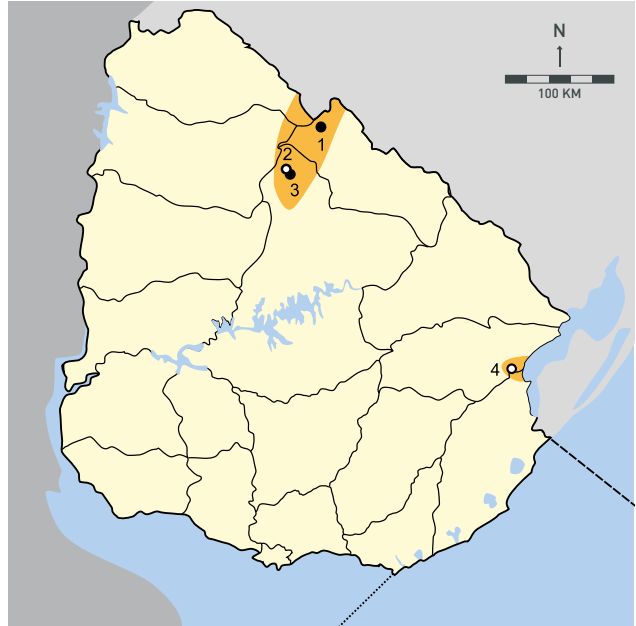


Figura 3. Localidades de registro de la Lechucita Canela en Uruguay. Los puntos blancos corresponden a registros anteriores al año 2000 y los puntos negros representan registros del 2000 en adelante.

Tacuarembó y también registrada en una nueva localidad en Rivera. Además un registro ocular en Treinta y Tres. **Rivera:** 1) Alrededores de FYMSA. **Tacuarembó:** 2) Unos 40 km al norte de la ciudad de Tacuarembó, en el paraje Infiernillo¹. 3) Alrededores del Arroyo Gajo Medio del Tres Cruces. **Treinta y Tres:** 4) Alrededores de La Charqueda².

Fuentes: Barlow y Cuello (1964): 2; Gerzenstein (1965b): 2; Cuello (1975): 2, Azpiroz (2001): 4; Azpiroz et al. (2012c): 3; A. Saralegui in litt. (2014, 2017): 1; Anexo 12.

Además Rocha (2008) menciona supuestos registros recientes en varios departamentos (Treinta y Tres, Cerro Largo y Rivera) sin proporcionar evidencia ni respaldo bibliográfico.

Biología

La Lechucita Canela es una especie rara, registrada con poca frecuencia, lo cual dificulta la obtención de datos sobre su biología y distribución (Cortés et al. 2013, Girão y Albano 2010, Motta-Junior y Rocha Braga 2012). Esto podría estar relacionado con su patrón de actividad crepuscular-nocturno y a que su vocalización es poco audible a distancia, entre otros factores (Barrionuevo et al. 2008). A lo largo de su rango geográfico habita bosques nativos de características muy variables incluso bosques degradados (Barrionuevo et al. 2008, Bodrati y Cockle 2006, Girão y Albano 2010, Studer y Teixeira 1994, Ubaid et al. 2012) y en menor medida áreas urbanas (Studer y Teixeira 1994). En Uruguay ha sido registrada

en bosques ribereños subtropicales (Barlow y Cuello 1964, Azpiroz et al. 2012c; Fig. 4) donde comparte su hábitat con otras lechuzas como el Tamborcito Común y el Tamborcito Grande (*Megascops sanctaecatrinae*). Se han registrado interacciones agonísticas entre la Lechucita Canela y el Tamborcito Común en la que ambas especies se encontraban vocalizando a pocos metros de distancia y la segunda ahuyentó a la primera (Girão y Albano 2010).

Si bien la dieta de la especie no se conoce en detalle, los registros disponibles sugieren que se alimenta principalmente de insectos, pequeños roedores y murciélagos. En Argentina, Brasil y Paraguay se han identificado como presas a coleópteros, otros insectos, murciélagos (*Sturnira lilium*), pequeños roedores (*Oryzomys* sp., *Oligoryzomys* sp., *Calomys* sp.) y marsupiales (*Thylamys* sp.; Storer 1989, Studer y Teixeira 1994, Ubaid et al. 2012, Rodríguez 2013; Fig. 5). En San Pablo, Brasil también se la registró alimentándose de un paseriforme (*Arremon flavirostris*; M. Guedes in litt. 2015). En Uruguay, la hembra colectada en el Infiernillo contenía mechones de pelo y restos óseos de un pequeño roedor, probablemente del Ratón Colilargo Grande (*Oligoryzomys nigripes*; Barlow y Cuello 1964)³. Algunos autores sugieren que la Lechucita Canela podría presentar una especialización parcial en murciélagos ya que su pequeño tamaño y agilidad le permitirían atrapar a estos animales en vuelo dentro de los bosques (Barrionuevo et al. 2008). Cabe resaltar que el ejemplar colectado en Uruguay, fue capturado en una red de niebla dispuesta para atrapar murciélagos (Barlow y Cuello 1964). Tanto su actividad crepuscular como sus patrones estacionales de uso de hábitat podrían estar relacionadas con esta supuesta especialización (Barrionuevo et al. 2008, Girão y Albano 2010).

El canto de la Lechucita Canela es de bajo volumen e infrecuente, tal vez como forma de evitar interacciones agonísticas con otras especies con las que cohabita (Girão y Albano 2010, Ubaid et al. 2012). Al menos en Brasil y Argentina, su actividad vocal parece restringirse a un período relativamente corto en el año (Bodrati y Cockle 2006, Girão y Albano 2010). En Uruguay se la registró vocalizando a fines de octubre y fines de noviembre, pero no en marzo. Puede cantar durante el día (Ubaid et al. 2012). Las vocalizaciones de los machos y las hembras presentan diferencias, conociéndose al menos cinco tipos diferentes (Girão y Albano 2010, König 1999).

La época reproductiva puede variar en función de las condiciones climáticas (König y Weick 2008). Anida en cavidades secundarias en árboles y palmeras realizadas por otras especies como loros o carpinteros (Studer y Teixeira 1994, Rodríguez 2013; Fig. 6). Estas cavidades pueden ser utilizadas repetidas veces en distintos años (Rodríguez 2013). En Brasil se han reportado nidos activos en marzo y junio (Studer y Teixeira 1994, Ubaid et al. 2012) y en el noroeste argentino (*dabbenei*) en mayo-junio (Rodríguez 2013), setiembre y noviembre (König 1999). Se conocen nidadas de hasta tres huevos o pichones (Studer y Teixeira 1994, König 1999).

Categoría UICN Global: LC (BirdLife International 2017).

Cabe mencionar que esta categorización considera el estado de conservación de todas las subespecies en su conjunto.

Categoría UICN Nacional: EN (D) (Azpiroz et al. 2012a).

Cumple con el criterio D de EN ya que se estima que el tamaño de la población es menor a 250 individuos maduros (podría cumplir con este criterio para CR si se obtiene evidencia de que el tamaño de la población uruguaya es menor a 50 individuos). Se asume que es un taxón reproductor. Probablemente cumple con otros criterios pero se necesitan más datos sobre su distribución geográfica para determinarlo. Por el contrario, no aplican ninguno de los criterios que asumen deterioro en la calidad de hábitat ya que, por el momento, no parecen existir amenazas inminentes a los bosques nativos en el área donde es conocida. No hay evidencia de que la población regional sea objeto de una inmigración de individuos de fuera de la región; hay muy pocos registros en Rio Grande do Sul (Bencke et al. 2003) y no hay registros en áreas limítrofes de Argentina (Chebez 2009).

Proporción de la Población Global en Uruguay: Desconocida. El área de distribución en Uruguay representa menos del 5% del área global del taxón *A. h.iheringi* (con base en mapas de distribución presentados por Marks et al. 1999 y Mikkola 2012). Además su rango en Uruguay corresponde al límite austral de distribución. Por estas razones la proporción de la población global en nuestro país seguramente es reducida.



Figura 4. Bosques en los alrededores del Arroyo Gajo Medio del Tres Cruces, Tacuarembó, donde habita la Lechucita Canela (A. Azpiroz).



Figura 5. Aunque los pequeños mamíferos serían las presas más frecuentes de la Lechucita Canela, también puede cazar otros animales tales como pájaros (M. Guedes).

Estado de Conservación

A pesar de que la Lechucita Canela es considerada naturalmente escasa (Chebez 2009, Gore y Gepp 1978, Pereyra 1950), varios autores sugieren que su abundancia estaría subestimada (Olrog 1985, Bodrati y Cockle 2006, Barrionuevo et al. 2008, Girão y Albano 2010, Mikkola 2012). De hecho se ha constatado que puede ser relativamente común a nivel local (Bodrati y Cockle 2006). No se conoce el tamaño de la población global, pero se asume que la tendencia poblacional es estable (BirdLife International 2017). En Uruguay, los registros recientes sugieren la existencia de una población seguramente reducida en las cuchillas del norte (Azpiroz et al. 2012a, 2012c, A. Saralegui in litt. 2014). Su área de distribución potencial en esta región abarca al menos 3000 km².

Amenazas

En su extensa área de distribución utiliza una amplia variedad de hábitats arbolados, incluyendo forestaciones de especies exóticas (Bencke et al. 2003, Chebez 2009). A nivel global no estaría afectada por la pérdida de hábitat y esta situación aplicaría también para Uruguay (Azpiroz et al. 2012a). Tanto en la Cuchilla de Haedo como en la Negra existen importantes extensiones de bosques nativos. Se desconoce sin embargo cuales son los efectos de la ganadería sobre la regeneración de estos bosques. Asimismo, cabe mencionar que en esta región existe una actividad forestal muy importante, y si bien la misma no representaría una amenaza directa a los bosques nativos, algunas de las especies cultivadas



Figura 6. Nido de Lechucita Canela en un hueco en palmera en San Pablo, Brasil y dos de los pichones asomados por la entrada (G. Pinto).

tiene potencial invasivo (Richardson 1998). En Argentina y en Brasil se han citado casos de ejemplares atropellados (Belton 1984, Chebez 2009, Rebelato et al. 2011, Santos 2009). En el caso de Uruguay, la región donde habita la caminería es reducida lo que disminuye las probabilidades de incidencia de este factor de mortalidad. También sería objeto del comercio ilegal de mascotas en Brasil (Policarpo 2013).

Medidas de Conservación

La Lechucita Canela está amparada por la Ley de Fauna (No. 9481) de Uruguay y se encuentra listada en el Apéndice II de CITES de forma genérica como integrante del orden Strigiformes. Hasta ahora su presencia no ha sido confirmada en ningún área protegida pero podría encontrarse en el Paisaje Protegido Valle del Lunarejo. Habita las cuchillas del norte, donde aun existen bosques relativamente extensos que proporcionarían buenas condiciones de hábitat para la especie. Es importante monitorear periódicamente el estado de conservación de estos bosques, en especial en lo referente a la regeneración natural del mismo y a la proliferación de especies exóticas invasoras de manera de poder implementar estrategias efectivas ante la constatación de amenazas concretas. Con respecto al habito de la especie de nidificar en huecos de árboles y palmeras, es recomendable no afectar la disponibilidad de este recurso (por ejemplo a través de la corta de leña), en especial en las localidades de presencia confirmada.

La generación de más información sobre su biología también sería muy útil para delinear

estrategias de conservación. Lamentablemente sus hábitos nocturnos, su baja densidad natural y comportamiento inconspicuo hacen que sea un ave difícil de estudiar. Más allá de estas limitaciones sería importante obtener un panorama más claro de su área de distribución en el país y generar un estimado de su tamaño poblacional. Asimismo la identificación de sus requerimientos ecológicos básicos (hábitat, alimentación, etc.) también es de prioridad. La técnica de play-back puede resultar muy útil con el objetivo de identificar nuevas localidades dentro de su área potencial de distribución (especialmente en la región comprendida entre Valle Edén y la Cuchilla Negra y también en Paso Centurión) pero se desaconseja su uso indiscriminado ya que podría generar efectos negativos a nivel local. Finalmente, se ha sugerido que la forma *iheringi* podría representar una especie independiente (König 1999). La realización de estudios moleculares podría aportar más evidencia en este sentido.

Medidas Prioritarias

- 1) Monitorear la integridad de los bosques nativos de las cuchillas Negra y de Haedo con respecto a potenciales amenazas relacionadas especialmente a la proliferación de especies invasoras. Si se detectan problemas significativos, aplicar medidas de control. Informar a las empresas forestales establecidas en la región sobre la necesidad de minimizar el riesgo invasor de los árboles cultivados, para las especies que sea pertinente.
- 2) Relevar áreas con hábitat adecuado (especialmente en las cuchillas Negra y de Haedo) donde aun no ha sido detectada de manera de mejorar el conocimiento general de la especie.
- 3) Desarrollar otros estudios de historia natural y ecología (dieta, uso de hábitat, etc.) con el objetivo de generar más información aplicable a su manejo y conservación.

Notas

¹ Según Barlow y Cuello (1964) el ejemplar colectado en 1963 fue ingresado en la colección del MN-HNM con el número 1811. Sin embargo el espécimen ya no está disponible ya que se habría perdido durante un proceso de préstamo (J. P. Cuello com. pers.). Con respecto a este mismo registro, Gerzenstein (1965b) identifica a la estancia "Maljos" como el lugar de colecta. Esto constituye un error tipográfico siendo el nombre correcto "Mailhos" (A. B. Azpiroz obs. pers.).

² En sus mapas de distribución Azpiroz (2001) incluyó este registro visual de J. C. Gambarotta en los alrededores de la localidad de Enrique Martínez, antes conocida como La Charqueada (J. C. Gambarotta in litt. 2011).

³ Originalmente citado como *Oryzomys delticola* por Barlow y Cuello (1964); el cambio de nombre empleado aquí sigue a González y Martínez-Lanfranco (2012).

Adrián B. Azpiroz



Figura 1. El Cardenal Amarillo macho se caracteriza por su coloración amarilla olivácea general que contrasta con el amarillo intenso de ceja, lados de la garganta y timoneras externas (A. Azpiroz).

Otros nombres comunes

A veces referido simplemente como “Amarillo”, pero esta alternativa popular no aparece en la bibliografía especializada. Arredondo (1953) comenta que uno de los nombres vulgares con el que se lo conoce en Rio Grande do Sul, Brasil, es Cardeal de Montevideú. Inglés: Yellow Cardinal.

Etimología

Gubernatrix (L.), gobernadora haciendo referencia al nombre francés dado por Temminck a esta especie (“le bruant commander”, el “semillero comandante”); *cristata* (L.), significa crestado (Jobling 2017) en alusión a su copete.

Taxonomía y Sistemática

Sinónimos: *Coccothrautes cristata* (Vieillot 1817), *Gubernatrix cristatella* (Barrows 1883b, Aplin y Sclater 1894, Álvarez 1911).

Es el único representante de su género. Tradicionalmente se lo ubicó en la familia Emberrizidae ("semilleros") pero con base en evidencia genética (p.e., Campagna et al. 2011) ha sido trasladado a la familia Thraupidae ("fruteros") recientemente (Remsen et al. 2017). Nuevos estudios más exhaustivos confirmaron a la Diuca (*Diuca diuca*) como su pariente más cercano dentro de un grupo que incluye también, entre otras, a aves nativas como el Cardenal Azul (*Stephanoporus diadematus*), el Cardenal Copete Rojo (*Paroaria coronata*) y la Cardenilla (*P. capitata*) (Burns et al. 2014, Barker et al. 2015). Todas estas especies ahora están incluidas dentro de la subfamilia Thraupinae.

Categoría UICN Global: EN A2cd+3cd+4cd; C2a(i) (BirdLife International 2017)

La categorización internacional argumenta que la captura ilegal junto con la pérdida de hábitat probablemente han producido disminuciones poblacionales rápidas. Los criterios identificados para la categoría EN asumen reducciones poblacionales, tanto pasadas como futuras de >50% considerando un período de tres generaciones (A2cd+3cd+4cd). El tiempo de generación está estimado en 3,8 años. Además se considera que el número de individuos maduros en cada subpoblación es < 250 (C2a(i)).

Categoría UICN Nacional: EN C2a(i) (Azpiroz et al. 2012a).

El tamaño de la población es de menos de 2500 individuos y se proyecta una disminución de la misma. Además ninguna subpoblación en Uruguay contiene más de 250 individuos. Esto hace que cumpla con el criterio C2a(i) de EN. Además cumple con el criterio D1 de VU (menos de 1000 individuos maduros). Por ser considerada una especie amenazada tanto en Argentina (en peligro; MADS y Aves Argentinas 2015) como en Brasil (en peligro crítico; ICMBio 2013) se asume que la llegada de individuos de poblaciones cercanas es reducida o inexistente, y por esta razón no se altera la clasificación preliminar.

Proporción de la Población Global en Uruguay: La población global fue estimada en unos 1500-3000 individuos, lo que corresponde a unos 1000-2000 individuos maduros (BirdLife International 2017). Considerando la información disponible en términos de cantidad de registros actuales, área de distribución, calidad de hábitat e información sobre presión de caza, la población uruguaya fue estimada en unos 300 individuos (Azpiroz et al. 2012a). Esta cifra representaría entre el 10-20% de la población mundial.



Figura 2. En la hembra de Cardenal Amarillo la ceja y borde de la garganta son blancas y las mejillas y ventral grises (A. Azpiroz).

Descripción

Passeriforme de tamaño mediano de unos 20 cm de longitud y unos 48 gr. de peso (Belton 1985, Domínguez et al. 2015, Beier 2016). Macho de coloración general amarilla verdosa (Fig. 1). La garganta negra esta bordeada por amplias franjas amarillas; presenta una pequeña mancha amarilla debajo del ojo y línea ocular negra. Tiene un copete negro bien desarrollado que contrasta con una ancha ceja amarilla. El dorso presenta estrías negras. La cola tiene las timoneras centrales oscuras y las externas mayormente amarillas lo que produce un patrón muy llamativo que se hace evidente en vuelo. El pico es negruzco con la base de la mandíbula blancuzca, iris oscuro y patas grisáceas. La hembra tiene un patrón de coloración muy similar, pero es menos llamativa. Las mejillas y partes ventrales son mayormente grises; la parte anterior de la gruesa ceja y las franjas a los lados de la garganta son blancas (Fig. 2; Belton 1985, Gore y Gepp 1978). Los juveniles son parecidos a la hembra pero con coloración menos contrastada. En los machos, las áreas blancas de la cabeza comienzan a adquirir color amarillo antes del año de vida (Fig. 3). Los volantones carecen de copete y tienen el pecho estriado; esta última marca permanece en las primeras etapas del juvenil. En su área de distribución no hay otras especies con la que pueda ser confundido pero en Argentina se han registrado casos de hibridación con la Diuca en la parte austral y occidental de su área de distribución (Bertonatti y López Guerra 1997, 2001, Pessino 2006). Estos individuos, conocidos como “Cardenal Ceniza” o “Cardenal Pálido” (F. Bruno en Chebez 2008b) o “Plomito” presentan un patrón de coloración similar al Cardenal Amarillo pero sin amarillo (sino gris, negro y blanco) y un copete menos desarrollado (Bertonatti y López Guerra 1997, Pessino 2006). Dado que la Diuca es un ave muy rara en Uruguay es improbable la presencia de estos híbridos en el país.



Figura 3. Macho juvenil, con una coloración intermedia entre las características del macho y la hembra adultos (A. Azpiroz).

Distribución

Se encuentra en el noreste y centro de Argentina, Uruguay y extremo sur de Brasil (Bencke et al. 2003). Habría habitado también en Paraguay en el pasado pero estaría extinto actualmente (Collar et al. 1992).

En Argentina se extiende desde los Esteros del Iberá, Corrientes hasta las inmediaciones de San Antonio Oeste, Río Negro, siguiendo aproximadamente el arco de la eco-región del Espinal (Chebez 2008b). En Brasil la mayoría de los registros se ubican en el sur y extremo suroeste de Rio Grande do Sul, con algunas observaciones puntuales en otras regiones del estado (Bencke et al. 2003, Dias 2008, ICMBio 2016, Beier 2016). A pesar que algunas fuentes recientes muestran un rango más acotado (p.e. Martins-Ferreira 2010, BirdLife International 2017), en Uruguay

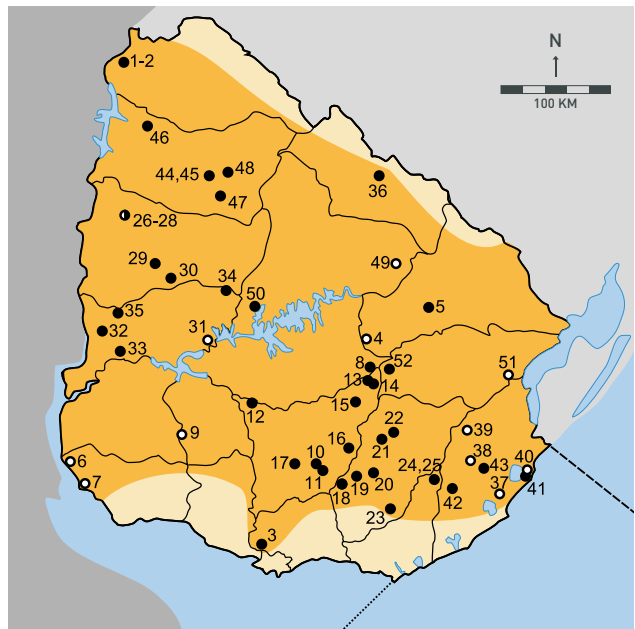


Figura 4. Distribución general del Cardenal Amarillo en Uruguay. Los puntos blancos corresponden a registros anteriores al año 2000 y los puntos negros representan registros del 2000 en adelante.

su distribución es amplia. Claramunt y Cuello (2004: 3) lo citan para 13 departamentos (excluyendo Artigas, Canelones, Flores, Montevideo, Rivera y San José) con base en los especímenes en el MNHNM, Tremoleras (1920), Cuello y Gerzenstein (1962) y/o Azpiroz (2001). Aquí se resumen registros confirmados para 15 departamentos sin considerar observaciones en la ciudad de Montevideo (Parque Batlle, Nov 2011, M. Álvarez com. pers.; Punta Carretas, Oct 2014, S. Álvarez com. pers.) que sin duda correspondieron a ejemplares escapados de cautiverio¹. Los más de 200 registros recopilados se distribuyen en 52 localidades, abarcando prácticamente todo del país. Los departamentos para los que solo existen observaciones anteriores al 2000 son (último registro entre paréntesis): Colonia (1970) y Flores (1893). A continuación se listan los sitios de registro (sin detalles específicos²; Fig. 4). **Artigas:** 1) Mandiyú, 2) Colonia Palma. **Canelones:** 3) Las Brujas¹. **Cerro Largo:** 4) Arroyo del Cordobés, 5) Fraile Muerto. **Colonia:** 6) Nueva Palmira; 7) Conchillas. Durazno: 8) Cerro Chato. **Flores:** 9) Santa Elena³. **Florida:** 10) San Gabriel, 11) Reboledo, 12) Yí, 13) Valentines I, 14) Valentines II, 15) Capilla del Sauce, 16) Cerro Colorado, 17) La Cruz. **Lavalleja**⁴: 18) Casupá, 19) Tupambaé, 20) Minas, 21) Malo Casco, 22) Cuchilla de Polanco, 23) La Leona. **Maldonado:** 24) Sarandí Grande; 25) Salamanca. **Paysandú:** 26) Guaviyú I, 27) Guaviyú II, 28) Guaviyú III, 29) Capilla Vieja, 30) Pandule. **Río Negro:** 31) Rincón de Baygorria, 32) Tres Bocas, 33) Coladeras, 34) Tres Árboles, 35) Arroyo Negro. **Rivera:** 36) Cerro Pelado. **Rocha:** 37) Castillos, 38) Paso del Álamo, 39) Lascano, 40) Laguna Negra; 41) Santa Teresa, 42) Velázquez, 43) Oratorio. **Salto:** 44) Cañas, 45) Arerunguá, 46) Arapey, 47) El Tapado, 48) Carumbé. **Tacuarembó:** 49) Cuchilla Caraguatá, 50) Peralta. **Treinta y Tres:** 51) Peludo, 52) Las Pavas.

Fuentes: Aplin y Sclater (1894): 9; Wetmore (1926): 37-39; Miranda Vittone (1955): 51; Gerzenstein (1967): 24; Collar et al. (1992): 4, 6, 7, 31, 49; Lapitz (2010) y Álvarez (2010): 2; Macaulay Library (2017) y P. Hosner in litt. (2017): 1; A. Carriquiry en eBird 2017 y in litt. (1996, 2017): 10; E. Fontcuberta en eBird 2017: 22; J. Abente in litt. (1994): 7; S. Carreira in litt. (2012): 34; R. Maisonnave in litt. (2014): 11, 12, 18-20; F. Vidal y E. Lessa in litt. (2014): 33; J. C. Rudolf in litt. (2016): 5, 13-15, 23, 30, 32; O. Blumetto in litt 2017: 3, 8, 17, 35, 36, 47; S. Claramunt in litt. (2017): 47; V. Ferreyra in litt. 2017: 52; G. Geymonat y R. Lombardi in litt. (2017): 16, 50; W. Gómez Umpierrez in litt. (2017): 67; L. Pagés in litt. (2017): 43; A. Pérez-Tort y D. Rubio in litt. (2017): 25; C. Prevett in litt. (2017): 41; Miembros COA Rosario (Argentina)⁵ com. pers.: 48; D. Presa com. pers.: 46; A. Azpiroz obs. pers.: 21, 26-29, 34, 40, 44, 45, 47.

Además el Cardenal Amarillo también ha sido registrado recientemente en el norte de Río Negro (antes de 2011) centro-oeste de Paysandú (2016) y sureste de Tacuarembó (2016; registros reportados a C. Loureiro; C. Loureiro in litt. 2017). Arballo (1990) observó un grupo de 8 cerca del río Daymán, Paysandú (2 May 1978) sin mencionar la localidad específica. Rocha (2003), sin dar detalles, reportó registros propios de Río Negro (1996) y Cerro Largo

(1999) y de dos localidades de Salto (según reportado a él por S. Claramunt y D. Presa). Estos dos últimos registros salteños corresponden a las localidades 68 y 69 del presente trabajo (D. Presa com. pers. y S. Claramunt in litt. 2017, respectivamente).

Biología

Habita bosques abiertos, campos arbustivos y pastizales con árboles o bosquesillos aislados, a veces en terreno ondulado (Gore y Gepp 1978, Belton 1985, Canevari et al. 1991, Fig. 5). Las variables ambientales de los sitios habitados por el Cardenal Amarillo se corresponden con aquellas que prevalecen en la eco-región del Espinal (Martins-Ferreira 2010). Algunos árboles característicos en los sitios utilizados por esta ave son el Chañar (*Geoffroea decorticans*), el Ñandubay (*Prosopis affinis*), el Algarrobo Negro (*P. nigra*) y el Espinillo (*Vachellia caven*), todos de la familia Fabaceae (Bencke et al. 2003, Chebez 2008b). La asociación con bosques de *Prosopis* seguramente refleja una preferencia por bosques de fisonomía abierta, aunque también podría existir una vinculación alimentaria (Jaramillo 2011; ver datos de dieta abajo). Cabe destacar que estos árboles no están presentes en partes del área de distribución donde el Cardenal Amarillo es frecuente (p.e., Sierras del Este, Uruguay). En Uruguay, el Coronilla (*Scutia buxifolia*; Rhamnacea) también parecen ser un componente importante en ciertas áreas (p.e. Florida, Río Negro, Salto). Algunas aves frecuentes en las áreas habitadas por el Cardenal Amarillo en Uruguay son: el Cardenal Copete Rojo (*Paroaria coronata*), el Rey del Bosque Común (*Saltator aurantiirostris*), el Piojito Azulado (*Polioptila dumicola*), y el Hornerón (*Pseudoseisura lophotes*). Se alimentan principalmente en el suelo, a menudo en compañía de otras aves, especial-



Figura 5. El hábitat del Cardenal Amarillo suele presentar árboles o bosquesillos aislados dispersos en praderas con un estrato herbáceo corto (A. Azpiroz).



Figura 6. Cuando el Cardenal Amarillo se alimenta en el suelo, una de las especies con la que se asocia más frecuentemente es el Cardenal Copete Rojo (A. Azpiroz).

mente el Cardenal Copete Rojo, el Rey del Bosque, el Dorado (*Sicalis flaveola*), el Chingolo (*Zonotrichia capensis*), el Tordo Común (*Molothrus bonariensis*) y el Músico (*Agelaioides badius*; Bencke et al. 2003, Chebez 2008b, Beier 2016, A. B. Azpiroz obs. pers; Fig. 6). En cuanto a su dieta, se han reportado artrópodos, semillas, frutos y bayas (Bascarán 1987 en Collar et al. 1992, Chebez 2008b, Beier y Fontana 2016). Para Argentina se mencionan verdolaga, diente de león, acelga silvestre y achicoria silvestre (Bascarán 1987 en Collar et al. 1992) y también gusanos e insectos (Álvarez 1911, Chebez 2008b). En Entre Ríos se lo observó consumiendo alimento balanceado para vacunos en feed lots (junto a la Torcacita Común *Columbina picui* y la Cotorra *Myiopsitta monachus*, entre otras especies; López-Lanús et al. 2016). En Rio Grande do Sul se registraron hojas de algarrobos (*Prosopis* spp.), gramíneas, frutos (*Chrysophyllum marginatum*, Sapotaceae) y artrópodos (Beier y Fontana 2016). Las hojas parecen ser un componente importante de la dieta durante el invierno (Beier y Fontana 2016). En Uruguay también es frecuente el consumo de hojas de gramíneas y malezas (Fig. 7), como por ejemplo la Yerba Pajarera (*Stellaria media*, Caryophyllaceae), una especie exótica naturalizada en nuestra región (A. B. Azpiroz y M. Bonifacino obs. pers.). En Uruguay se los observó alimentándose de hormigas (*Atta* sp.) en invierno (J. C. Rudolf in litt. 2016). En zonas de campo abierto, el área de alimentación parece estar limitada por la disponibilidad de refugio cercano; sólo utilizan los pastizales ubicados en las inmediaciones de árboles o bosquecillos aislados. Entre los depredadores potenciales, el Gavilán Chico (*Accipiter striatus*), el Gavilán Pardo (*Accipiter bicolor*) y el Halcón Plomizo (*Falco femoralis*) han sido observados en áreas habitadas por el Cardenal Amarillo (A. B. Azpiroz obs. pers.). Cuando se alimentan en el suelo, la asociación con otras especies seguramente genera beneficios anti-depredatorios a través de la vigilancia compartida.

Se reproduce en la primavera, generalmente entre setiembre y diciembre (Chebez 2008b, Domínguez et al. 2015), pero en Brasil se registraron nidos hasta mediados de febrero (Beier et al. 2017). En Uruguay se han encontrado nidos activos en noviembre y diciembre (A. B. Azpiroz obs. pers.). Las parejas son monógamas sociales y pueden permanecer unidas durante el invierno y estaciones reproductivas sucesivas (Beier et al. 2017). En la primavera los machos cantan desde perchas elevadas en arbustos y árboles. El canto está compuesto por varias notas fuertes (Sclater y Hudson 1888) y varía a nivel regional (Domínguez et al. 2016). La actividad vocal es mayor en primavera pero los machos cantan todo el año. Hembras y juveniles emiten una llamada de contacto aguda (Vigil 1973).

En Brasil el tamaño promedio de los territorios reproductivos fue de 18 ha y el rango de acción ("home range") de unas 28 ha (Beier et al. 2017). En Salto un macho fue observado dentro de un territorio de unas 15-20 ha durante la época reproductiva y en Río Negro (Uruguay) una pareja (con dos juveniles) utilizaron regularmente un área de unas 12 ha en el transcurso de un año.

Son aves muy territoriales y en Río Negro (Uruguay) se registró una distancia mínima entre parejas reproductivas de 1 km (A. B. Azpiroz obs. pers.). En la región de Barra do Quaraí, Rio Grande do Sul, donde la disponibilidad de hábitat es reducida, se encontraron nidos activos a una distancia mínima de 215 m (Beier et al. 2017). Tanto el macho como la hembra participan de la defensa del territorio. El nido en forma de taza es construido por la hembra (en unos 6 días) con palitos (que pueden ser espinosos) y está tapizado interiormente con pastos, plantas filamentosas, cerdas y musgo (Canevari et al. 1991, de la Peña 2005, Domínguez et al. 2015, Beier y Fontana 2016; Fig. 8). Lo ubican en arbustos y árboles por lo general a mediana altura, entre 1 y 4.4 m (Canevari et al. 1991, de la Peña 2013, Beier y Fontana 2016). En Corrientes, los árboles más utilizados para emplazar los nidos fueron el Ñandubay y el Espinillo (Domínguez et al. 2015) mientras que en Córdoba se reportó el uso de una Acacia Blanca (*Robinia pseudoacacia*, especie introducida) en el parque de una estancia (Castellanos 1934). En Rio Grande do Sul utilizan fundamentalmente el Ñandubay pero también hay registros en Algarrobo Negro y cactus columnares (*Cereus hildmannianus*, Cactaceae; Beier y Fontana 2016). En Uruguay, un nido encontrado en Lavalleja fue construido en un Viraró (*Ruprechtia salicifolia*, Polygonaceae; Martins-Ferreira 2010) y otro en Salto en el interior de un Coronilla (Fig 8). Es probable que este último árbol, que presenta un denso follaje con fuertes espinas, sea utilizado frecuentemente para nidificar en nuestro país, en especial en el este donde no hay algarrobos. La puesta es de 2 a 4 huevos de fondo azulado y manchados de negro. La incubación dura entre 12 y 13 días y es realizada por la hembra. Los pichones son atendidos por ambos padres y permanecen en el nido por unos 11 a 16 días (Domínguez et al. 2015; Beier 2016). En Brasil se registraron individuos ayudantes (aparentemente hijos o hermanos de los miembros de la pareja) que colaboraron en la defensa del nido y cría de los pichones (Beier et al. 2017). La presencias



Figura 7. En Uruguay es frecuente el consumo de hojas de pastos y otras hierbas (A. Azpiroz).

de ayudantes reproductivos podría estar relacionada con la dificultad de tales individuos de encontrar pareja (Beier et al. 2017). Una vez abandonan el nido, los juveniles permanecen con los padres por períodos prolongados (dispersión demorada), por lo general hasta el inicio de la próxima temporada reproductiva (Beier et al. 2017). Algunos juveniles incluso pueden permanecer con la pareja como ayudantes. Por lo general los machos jóvenes se dispersan mientras que las hembras jóvenes permanecen en el área (Beier et al. 2017). En Río Negro (Uruguay) un macho joven estableció su territorio a unos 750 m de su área de nacimiento. Si la nidada se pierde (por depredación u otros factores) pueden nidificar nuevamente durante la misma temporada (Domínguez et al. 2015). Pero también se dan segundas nidadas después de crías exitosas, en especial cuando la pareja reproductiva es asistida por ayudantes (Beier y Fontana 2016).

El parasitismo de cría por parte del Tordo Común es relativamente frecuente en algunas áreas y el Cardenal Amarillo parece no haber desarrollado defensas antiparasitarias (p.e. reconocimiento y remoción de huevos parásitos; Domínguez et al. 2015). En Corrientes, Argentina se constató una incidencia de parasitismo del 33% (Domínguez et al. 2015) y en Rio Grande do Sul, Brasil del 67% (Beier 2016). En Lavalleja la incidencia fue del 19% (A. Riccetto en Azpiroz 2015). El Cardenal Amarillo puede criar exitosamente a los pichones de Tordo Común (Pereira Guerra 2013, A. Riccetto en Azpiroz 2015). Los pichones de Cardenal Amarillo también pueden ser víctimas de larvas de moscas (*Philornis* sp., Diptera) y en tales casos su supervivencia se ve reducida (Domínguez et al. 2015, Beier y Fontana 2016). También se han registrado ejemplares afectados por gusanos nemátodos (Cristi 1958, Pinto y Noronha 2003). Se constató la depredación de un nido por parte del Gato Montés (*Leopardus geoffroyi*; Beier y Fontana 2016). Otros depredadores potenciales de nidos son diversas especies de culebras, marsupiales y roedores y otras aves como el Hornerón, trepadores



Figura 8. Nido ubicado en el interior de un Coronilla, departamento de Salto (A. Azpiroz).

(Dendrocolaptinae), cuclillos (Cuculidae), el Benteveo (*Pitangus sulphuratus*; Beier y Fontana 2016) y el Juan Chiviro (*Cyclarhis gujanensis*).

Luego de la reproducción tienden a formar bandadas de tamaño variable. Algunos beneficios potenciales de este comportamiento podrían ser la localización de áreas de alimentación y la defensa (detección temprana) frente a depredadores. En áreas de baja densidad poblacional se reúnen fundamentalmente en grupos familiares (adultos y juveniles) pero en otros sitios donde sería todavía común, los bandos son más grandes, incluyendo excepcionalmente hasta 40-50 individuos (Collar et al. 1992, Chebez 2008b). Se han reportado pequeños grupos de hasta ocho ejemplares en algarrobales de Río Negro, Uruguay (Claramunt y Rocha 2002). Es una especie residente pero es posible que realice desplazamientos locales durante el invierno en algunas partes de su área de distribución (Bencke et al. 2003). En Buenos Aires, Sclater y Hudson (1888) mencionan la visita de pequeños grupos en primavera. Al igual que muchos otros passeriformes de la región se estima que la muda ocurre a fines del verano, luego de la reproducción. En condiciones naturales viven al menos ocho años (Beier et al. 2017).

Estado de Conservación

El Cardenal Amarillo ha declinado de forma muy importante, habiendo desaparecido de buena parte de su rango de distribución histórico (Collar et al. 1992). La población global se estima en unos 1500-3000 ejemplares incluyendo unos 1000-2000 individuos maduros y su tendencia es decreciente (BirdLife International 2017). Actualmente es bastante esca-

so en Argentina (Chebez 2008b) y muy raro en Brasil (Bencke et al. 2003, Dias 2008, ICMBio 2016). En Uruguay aparentemente nunca fue común (Álvarez 1911) y en la segunda mitad del siglo XX ya se lo consideraba poco abundante (Cuello y Gerzenstein 1962), cada vez más raro (Gerzenstein 1967), escaso (Gore y Gepp 1978), muy raro (Collar et al. 1992) e incluso una de las aves más amenazadas en el país (Arballo y Cravino 1999, Azpiroz 2001, Claramunt y Rocha 2002). El tamaño de la población uruguaya fue estimado en unos 300 individuos adultos, dispersos en diferentes núcleos, tal vez aislados: Sierras del Este (al menos unos 50 individuos), litoral del río Uruguay (150 individuos) y resto del país (100 individuos) (Azpiroz et al. 2012a). Información más reciente (basada en trabajo de campo [O. Blumetto in litt. 2017], así como registros recopilados para el presente trabajo, incluyendo datos de captura ilegal) sugieren que el núcleo Sierras del Este incluye unos 80-100 individuos adultos⁴ y el litoral 100 (o menos), mientras que para el resto del país se mantiene la estimación de unos 100 individuos adultos adicionales. No existen registros confirmados posteriores al 2000 para Colonia y Flores pero es probable que aun subsista en ambos. También es probable que habite en Soriano y tal vez en San José, departamentos éstos para los cuales hasta el momento no se conocen registros concretos.

De acuerdo a la información disponible, las poblaciones de Cardenal Amarillo se encuentran mayormente fuera de áreas protegidas públicas (Martins-Ferreira 2010). En Uruguay en particular, se lo registró en una sola reserva (Potrerillo de Santa Teresa) y se trata de observaciones previas al año 2000. La especie está presente en áreas naturales protegidas que forman parte de campos forestales. Asimismo muchos productores ganaderos implementan medidas contra la captura ilegal (Martins-Ferreira 2010).

Las poblaciones uruguayas de Cardenal Amarillo aun muestran buenos niveles de diversidad genética (Martins-Ferreira et al. 2010, Domínguez et al. 2017). Con respecto de la estructuración poblacional un estudio no encontró evidencia de diferenciación (Martins-Ferreira 2010) mientras que otro sí lo hizo (Domínguez et al. 2017). Este último identificó una diferenciación moderada entre poblaciones uruguayas y las de Corrientes y fuerte con las demás poblaciones argentinas (San Luis, La Pampa y Río Negro).

Amenazas

El Cardenal Amarillo enfrenta problemas de diferente índole. A la caza ilegal y la pérdida de hábitat se les agregan el parasitismo de cría y la hibridación. En Uruguay (y seguramente en la mayor parte de su área de distribución), la captura relacionado al comercio de aves de jaula es la principal amenaza (Collar et al. 1992, Chebez 2008b, Dias 2008, Azpiroz et al. 2012a, López-Lanús et al. 2016). El plumaje llamativo y el fuerte y variado canto del macho lo hacen probablemente el ave más perseguida por los cazadores ilegales (Azpiroz 2001, Venzal y Stagi 2001). Esta presión sobre las poblaciones silvestres es de larga data (Barrows 1883b, Sclater y Hudson 1888, Aplin y Sclater 1894, Álvarez 1911, Miranda Vittone 1955). A

mediados del siglo pasado era muy perseguida por los vendedores de pájaros para jaula (Gerzenstein 1967), presión que subsiste hasta la actualidad. A principios de la década de 1990, ejemplares capturados en la naturaleza se vendían por unos USD 35 (R. Vaz-Ferreira en Collar et al. 1992) en las ferias de la capital; hoy en día los precios son muy superiores. La presión de caza afecta directamente el tamaño de las poblaciones silvestres al sustraer juveniles y adultos y posiblemente también genera consecuencias negativas indirectas reduciendo las posibilidades de reproducción de ejemplares que no logran encontrar pareja.

La tala de bosques nativos y la modificación de pastizales naturales son frecuentemente mencionados como problemas adicionales. Los montes de Espinal son cortados (principalmente de forma ilegal en Uruguay) para explotar su madera y/o para generar nuevas tierras agrícolas o ganaderas (Collar et al. 1992, Chebez 2008b, Claramunt y Rocha 2002, López-Lanús et al. 2016, BirdLife International 2017). A nivel regional, la forestación también reduce la superficie de hábitat disponible (Dias 2008, Martins-Ferreira 2010, Martins-Ferreira et al. 2013, BirdLife International 2017) pero, al menos en algunos casos, el Cardenal Amarillo puede habitar y reproducirse exitosamente en predios forestales (A. B. Azpiroz obs. pers.). Todos estos factores pueden contribuir a la fragmentación de sus poblaciones. Una actividad vinculada a la agricultura, la fumigación, fue identificada por pobladores locales de Entre Ríos como una amenaza adicional (López-Lanús et al. 2016). El problema del parasitismo de cría esta seguramente potenciado por la modificación de hábitat que ha permitido la expansión geográfica del Tordo Común. El mayor impacto se debe a la picadura de huevos por parte de las hembras de Tordo Común lo que reduce la nidada del hospedador y puede resultar en el abandono del nido (Domínguez et al. 2015). A pesar de que el parasitismo no parecería afectar el éxito de eclosión, sus efectos sobre la supervivencia de los pichones no han podido ser evaluados aun (Domínguez et al. 2015). Dado que el comportamiento de solicitud de alimento es mucho más conspicuo en los pichones de Tordo Común que en los de Cardenal Amarillo esto podría generar un mayor riesgo de depredación para el nido. De hecho, en Corrientes todos los nidos con pichones de tordo fueron depredados (Domínguez et al. 2015). Se ha argumentado que los efectos del parasitismo de cría sobre las poblaciones de aves amenazadas probablemente tengan un impacto mucho menor que otros problemas más graves (Rothstein 2004), como la caza ilegal y la pérdida de hábitat. Sin embargo, el parasitismo "incidental", o sea el encuentro fortuito de nidos por parte de las aves parásitas durante búsquedas enfocadas en aves más comunes y abundantes podría tener un efecto significativo sobre poblaciones reducidas y aisladas del Cardenal Amarillo (Azpiroz 2015). Cabe destacar que los efectos negativos del parasitismo son contrarrestados por la capacidad de esta especie de realizar varios intentos de nidificación durante una misma temporada, lo que incrementa las posibilidades de reclutamiento de pichones (Domínguez et al. 2015).

En los últimos 20 años se han reportado numerosos incidentes de hibridación entre el Cardenal Amarillo y la Diuca en el sur y oeste de su área de distribución en Argentina (Bertonatti y López Guerra 1997, 2001, Pessino et al. 2002, Pessino 2006). Este problema podría estar reflejando efectos de la captura ilegal que reduciría la cantidad de ejemplares disponibles (especialmente machos) para la reproducción (Bertonatti y López Guerra 1997). Sin embargo, más recientemente se ha sugerido que la incidencia de hibridación podría estar sobrestimada tratándose de un fenómeno fundamentalmente restringido al cautiverio (Chebez 2008b). En Brasil, donde la población es reducida, se documentó un caso de endogamia. Los potenciales efectos genéticos negativos asociados con este fenómeno podrían representar un problema adicional (Beier y Fontana 2016). Por último, pobladores rurales de Entre Ríos han mencionado a las grandes granizadas como un peligro potencial, pero aparentemente sin ninguna evidencia concreta (López-Lanús et al. 2016).

Medidas de Conservación

Esta amparado por la Ley de Fauna (No. 9481), ha sido incluido en el Apéndice II de CITES y es considerada una especie SNAP (Aldabe et al. 2013). Se la ha señalado para las IBAs (Important Bird Areas): Campos de Bella Unión, Arapey, Campos del Tapado y Serranías del Este (Aldabe et al. 2009). También está presente en Guichón, Pastizales de Young y Bañados del Este.

A corto plazo la medida más importante a implementar es combatir la captura ilegal (Collar et al. 1992, Bencke et al. 2003, Chebez 2008b, Dias 2008, López-Lanús et al. 2016, BirdLife International 2017). Se ha sugerido que la cría en cautiverio podría reducir la presión sobre las poblaciones silvestres (BirdLife International 2017). Pero al igual que en Argentina, el establecimiento de criaderos particulares en nuestro país no parece haber generado los beneficios anticipados (Aziproz 2001, Chebez 2008b). El comercio ilegal continua. A la venta tradicional en ferias de las capital y otras ciudades del interior se le suma la nueva modalidad por internet (Chebez 2008b). Afortunadamente en Uruguay un grupo de voluntarios realiza un monitoreo continuo que dificulta el comercio por esta última vía. Por su parte, las principales autoridades nacionales encargadas de reprimir estos ilícitos (Departamento de Control de Especies y Bioseguridad, DINAMA-MVOTMA) no cuenta con el respaldo político ni los recursos necesario para llevar a cabo esta tarea (aunque la situación parecería estar mejorando en los últimos tiempos). Es necesario realizar campañas de educación y concienciación (Collar et al. 1992, Bencke et al. 2003, Dias 2008, Martins-Ferreira 2010, López-Lanús et al. 2016, BirdLife International 2017) no solo dirigidas al público general sino también con esfuerzos específicos enfocados en la comunidad de aficionados al mantenimiento de aves de jaula y en los funcionarios estatales con competencia para el contralor y represión de ilícitos contra la fauna (p.e., funcionarios policiales, adua-

neros, inspectores del Departamento de Fauna [actualmente el Departamento de Control de Especies y Bioseguridad], etc.; Arballo y Cravino 1999). Cabe mencionar que según lo establece la Ley 16.320 en su artículo 207, "...Incurrirán en falta grave los funcionarios... que, en conocimiento de ilícitos o acciones depredatorias de la fauna silvestre o el monte indígena, no adopten medidas conducentes a su represión" (Arballo y Cravino 1999).

En el año 2000 se estableció en Uruguay un programa para la cría y reintroducción del Cardenal Amarillo que cuenta con la participación de ONGs conservacionistas, una asociación de criadores de aves y el Departamento de Fauna (Claramunt y Rocha 2002, Blumetto y Scanavino 2015). Sus objetivos incluyen la promoción y realización de estudios (incluyendo genética y sanidad), la articulación de una red de criadores para un adecuado manejo y la reintroducción (Blumetto y Scanavino 2015). Esta última herramienta ha sido propuesta también para otras áreas de su rango de distribución (Martins-Ferreira et al. 2013, Tittarelli 2015, López-Lanús et al. 2016). A la hora de liberar ejemplares decomisados (o criados en cautiverio) es importante considerar varios factores. Por ejemplo, se ha detectado la presencia de protozoos (*Isospora bocamontensis*) en ejemplares de Cardenal Amarillo en cautiverio (Pereira et al. 2011). Estos organismos suelen estar asociados con infecciones diversas (coccidiosis) que pueden generar en una serie de alteraciones a nivel nutricional y de comportamiento. Esto amerita la realización de estudios previos tanto de los individuos a reintroducir como de la población receptora. Se debe evitar la introducción de nuevos patógenos a través de la liberación de individuos provenientes del cautiverio (Pereira et al. 2013). Otro aspecto relevante es el de la estructuración poblacional. Algunos estudios reciente han encontrado diferencias genéticas y culturales (vocalizaciones) entre las poblaciones de Cardenal Amarillo (pero ver más abajo), pudiéndose identificar diferentes unidades de manejo en Argentina y Uruguay (Domínguez et al. 2016, 2017). Estas diferencias resaltan la importancia de establecer el origen de los individuos a ser liberados si no se quieren afectar estos patrones naturales. En definitiva, la suelta de individuos provenientes de cautiverio, sin considerar los factores mencionados arriba, podría generar más inconvenientes que soluciones.

Con respecto a la pérdida de hábitat es necesario garantizar la preservación de los bosques remanentes de algarrobos (*Prosopis* spp.) en el litoral del río Uruguay (BirdLife International 2017). Como en el caso de captura ilegal, esto mayormente depende de la aplicación de las leyes vigentes que prohíben la tala indiscriminada de este tipo de bosques. La creación de nuevas áreas protegidas sería también de gran ayuda. Es necesario también evaluar los impactos de diferentes actividades (agricultura, ganadería, forestación, etc.) en regiones prioritarias para la especie (p.e., Sierras del Este, litoral del río Uruguay) e implementar medidas de protección o mitigación. También es importante estimular la conservación en tierras privadas (Bencke et al. 2003, Dias 2008, Martins-Ferreira et al. 2013, Blumetto y Scanavino 2015) y en este sentido las empresas forestales pueden jugar un papel relevante

en Uruguay. El Cardenal Amarillo está presente en numerosos predios forestales y algunas empresas cuentan con reservas que incluyen hábitat adecuado para la especie (Rudolf y Umpiérrez 1992) o incluso con programas de conservación específicos (A. B. Azpiroz obs. pers.). Por otra parte, su supervivencia a largo plazo en algunos predios puede depender de medidas que minimicen la fragmentación de hábitat y pautas adecuadas de manejo del pastizal. Por ejemplo, mientras que el pastoreo parece ser importante para generar un tapiz herbáceo corto aparentemente favorecido por la especie, por otro lado podría afectar negativamente la regeneración de parches de bosques nativos (ICMBio 2013: 124), otro componente relevante en términos de sus requerimientos de hábitat. Son necesarios más estudios de campo para determinar la influencia de diferentes factores vinculados a las actividades productivas y sus efectos sobre las poblaciones de Cardenal Amarillo.

Medidas Prioritarias

- 1) Controlar efectivamente el comercio ilegal.
- 2) Realizar campañas de concienciación (con énfasis en avicultores y agentes fiscalizados).
- 3) Asegurar la protección de *Prosopis* spp. (Ñandubay y Algarrobo Negro).
- 4) Generar información sobre requerimientos ecológicos y patrones demográficos, en especial en contextos productivos.
- 5) Con la información generada, fomentar medidas de conservación y manejo en áreas privadas.

Por último, otras áreas sobre las que se requiere más información incluyen varios aspectos de su biología y ecología como la alimentación, selección de hábitat y dinámica poblacional, así como estudios genéticos adicionales (Collar et al. 1992, Bencke et al. 2003, Pessino y Tittarelli 2005 en Chebez 2008b, Martins-Ferreira 2010, Martins-Ferreira et al. 2013, Beier y Fontana 2016, López-Lanús et al. 2016). Con respecto a estos últimos es importante confirmar la existencia o no de estructuración genética ya que las implicaciones para el manejo de poblaciones pueden ser muy diferentes (Martins-Ferreira 2010: 63, Domínguez et al. 2017: 8). Para esto se recomienda mejorar el muestreo geográfico y evitar el uso de ejemplares de cautiverio que por lo general no pueden vincularse con una localidad de origen cierta. También es importante establecer su área de distribución actual y monitorear sus poblaciones (Bencke et al. 2003).

Notas:

¹ Un macho joven observado en Las Brujas (Canelones) podría representar un escape de cautiverio pero se encontraba en un sitio con hábitat propicio (O. Blumetto in litt. 2017).

² Por tratarse de una especie muy susceptible a la captura ilegal no se especifican los sitios precisos de observación.

³ Collar et al. (1992) refieren este registro para "Soriano/Flores" pero el "rincón" entre estos dos arroyos está ubicado en el departamento de Flores.

⁴ Durante la etapa de preparación de este trabajo se recopiló información sobre una veintena de localidades adicionales en el departamento de Lavalleja. Poco antes de su publicación, el responsable de tales registros solicitó que la información no fuera incluida en el trabajo y consecuentemente la misma fue eliminada.

⁵ No fue posible conseguir los datos personales de los miembros del Club de Observadores de Aves de Rosario que realizaron esta observación.

EN

LOICA PAMPEANA

Leistes defilippii (Bonaparte, 1850)

Adrián B. Azpiroz y Natalia Cozzani



Figura 1. Loica Pampeana macho en plumaje reproductivo. La ceja (roja en la parte anterior) y el pico largo permiten diferenciarla del Pecho Colorado (A. Azpiroz).

Otros nombres comunes

Degollado Segundo (Azara 1802), Pecho Colorado (Sclater y Hudson 1888, Aplin y Sclater 1894, Tremoleras 1920, Barattini 1945), Tordo Militar (Hudson 1920)¹, Pecho Colorado Grande (Cuello y Gerzenstein 1962, Gore y Gepp 1978, Arballo y Cravino 1999), Pecho Colorado Mediano (Hudson 1974), Pecho Colorado Pampeano, Pecho Colorado Triguero (Chebez y Tubaro 2008). Inglés: Pampas Meadowlark.

Etimología

Leistes (Gr.), ladrón, en referencia al consumo depredador de cultivos por parte de algunos

miembros de la familia; *defilippii* en homenaje al naturalista y colector italiano Filippo De Filippi (1814-1867; Jobling 2017).

Descripción

Se trata de un ave de unos 20 cm de largo, con pico relativamente largo, patas bien desarrolladas y dimorfismo sexual acentuado (Fig. 1). A fines del verano muda el plumaje y adquiere una coloración negruzca en las partes dorsales y rojo anaranjada en las ventrales.



Figura 2. A fines del verano la Loica Pampeana muda su plumaje y adquiere una apariencia menos llamativa. En esta época del año las diferencias entre macho y hembra son menos notorias. (A. Azpiroz).

Las puntas de las plumas generan una tonalidad pardo acanelado que es más evidente en la cabeza, manto y flancos del macho; el pecho también muestra este efecto, además de puntos negros organizados en líneas longitudinales (Fig. 2). Durante el otoño e invierno las puntas pardo acaneladas van desapareciendo por desgaste y dan lugar al plumaje reproductivo (Fig. 1), mucho más contrastado (Short 1968). En esta época el plumaje del macho es negruzco con la garganta, pecho y abdomen superior rojos. Muestra una conspicua ceja, roja por delante del ojo y amarillenta por detrás. La hembra es de menor tamaño y presenta plumaje más apagado de tonalidades principalmente pardas (Fig. 3), con una variación menos acentuada a lo largo del año. La ceja clara suele tener un tinte rojizo por delante del ojo y la garganta presenta las mismas características. El pecho inferior y parte superior del abdomen presentan coloración rojiza, mucho menos llamativa que en el macho. Los pichones al dejar el nido presentan un plumaje similar a la hembra, con la cola más corta y con la coloración rojiza en la parte ventral muy reducida o ausente. A la distancia, la Loica Pampeana es fácilmente confundible con el Pecho Colorado (*Leistes superciliaris*), con quien comparte algunos sitios de nidificación. El Pecho Colorado macho es más negro y la hembra más parda que el macho y la hembra de Loica Pampeana (Hudson 1920, Short 1968). A corta distancia la ceja bicolor de la Loica Pampeana es útil para diferenciarlos ya

que en el Pecho Colorado no se prolonga por delante del ojo y no presenta rojo o éste está muy reducido (Short 1968). El pico de la Loica Pampeana también es más largo que el del Pecho Colorado. De cualquier forma, la manera más efectiva de diferenciar los machos de estas especies es por medio de sus vocalizaciones, en particular el canto con el que acompañan sus despliegues aéreos durante la temporada reproductiva (Tubaro 1995, 1999). El canto en vuelo del Pecho Colorado suele incluir un chirrido, generalmente al principio de la frase. El canto en vuelo de la Loica Pampeana consiste de notas más musicales y no incluye chirridos, salvo excepcionalmente. Sus cantos posados son más parecidos, ambos con un chirrido al final. Sin embargo esta última nota es más metálica en el Pecho Colorado. La Loica Pampeana es también muy similar a la Loica Común (*Leistes loyca*), pero esta última no está presente en Uruguay.

Taxonomía y Sistemática

Sinónimos: *Sturnus militaris* (d'Orbigny 1835: 37), *Trupialis defilippii* (Bonaparte 1850, Aplin y Sclater 1894, Tremoleras 1920, Wetmore 1926), *Trupialis militaris defilippii* (Sztolcman 1926), *Pezites defilippii* (Hellmayr 1937, Cuello y Gerzenstein 1962), *Sturnella militaris* (Sibley y Monroe 1990, Collar et al. 1992, Arballo y Cravino 1999)¹, *Sturnella defilippi* (Stotz et al. 1996, Azpiroz 1997), *Sturnella defilippii* (Azpiroz 2001, Claramunt y Cuello 2004). En el caso de *Sturnus militaris* y *Sturnella militaris* se trata de confusiones con binomios utilizados para otros pechos colorados y que varios autores han asignado erróneamente a la Loica Pampeana (ver Chebez y Tubaro 2008). Asimismo, el nombre específico aparece a menudo con la grafía "defilippi", lo que es incorrecto (Bencke 2001).

Un estudio reciente basado en datos moleculares identificó cuatro grupos principales dentro de la familia Icteridae, entre ellos Sturnellinae (Powell et al. 2013) en la que se encuentran las loicas y pecho colorados. Este estudio por un lado indica que la Loica Pampeana y la Loica Común son especies hermanas, y por otro, ha justificado agruparlas junto a otras especies de pechos colorados en el género *Leistes* (Dickinson y Christidis 2014), separándolas de las *Sturnella* spp. de pecho amarillo (ver Remsen et al. 2017: Icteridae, Nota 38). Se ha sugerido que la Loica Pampeana podría ser una subespecie de la Loica Común (Sztolcman 1926, Meyer de Schauensee 1966) pero Short (1968) brindó evidencia clara (morfología e historia natural) de que este no es el caso.

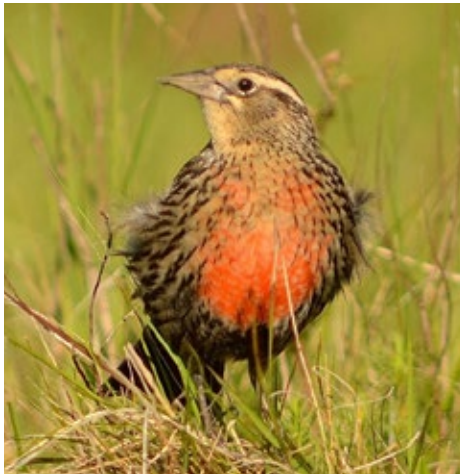


Figura 3. Loica Pampeana hembra (primavera) mostrando el pecho notablemente menos colorido que el macho en plumaje reproductivo (A. Azpiroz).

Categoría UICN Global: VU A2ce+3ce+4ce; B1ab(i,ii,iii,iv,v) (BirdLife International 2017).

La clasificación global se basa en que la especie tiene una población pequeña y en disminución así como un rango de distribución restringido. Se considera que de continuar la disminución poblacional, podría calificar para la categoría "En Peligro" en el futuro (BirdLife International 2017).

Categoría UICN Nacional: EN B1a+b(i,ii,iii)+c(ii) + 2a+b(i,ii,iii)+c(ii) (Azpiroz et al. 2012a)

El núcleo poblacional de Arerunguá, el más importante del país, fue estimado en unas 150-200 parejas. Con base en la información disponible en 2012 se asumió que la extensión de presencia es < 5000 km², que el área de ocupación < 500 km², que está presente en menos de cinco localidades y se estima una disminución continua proyectada en la extensión de la presencia, área de ocupación, calidad de hábitat, existiendo fluctuaciones extremas en el área de ocupación (los campos ocupados dependen del manejo ganadero cuyos efectos sobre la vegetación nativa pueden variar muy significativamente de un año al otro (B2a+b(i,ii,iii)+c(ii) B2ab(i,ii,iii)c(ii) de EN). Además cumple con los criterios D1 y 2 de VU. No hay evidencia que exista contacto con poblaciones extrarregionales.

Recientemente han habido varias novedades relevantes. Por un lado se han encontrado grupos de Loica Pampeana en dos áreas fuera de la región de Arerunguá (S. Carvalho y J. C. Rudolf datos inéditos). Por otra parte la población de Arerunguá habría sufrido una reducción significativa en 2016 (ver Estado de Conservación). Toda esta información será debidamente analizada en la próxima actualización de la Lista Roja y esto podría resultar en un cambio de categoría (CR) y/o criterios.

Proporción de la Población Global en Uruguay: Recientemente, la población argentina ha sido estimada en 2000 ejemplares (MADS y Aves Argentinas 2015) y la uruguaya en unos 400 individuos (Azpiroz et al. 2012a). Con base en estas cifras la población uruguaya representaría aproximadamente un 16% de la población global.

Distribución

Históricamente habitaba en el este de Argentina, Uruguay y sur de Brasil. A nivel global el rango de distribución se ha reducido en un 90% (Tubaro y Gabelli 1999). En Argentina se encontraba en las provincias de Buenos Aires, Córdoba, Corrientes, Entre Ríos, La Pampa, San Luis y Santa Fe (Chebez y Tubaro 2008). Actualmente la mayor parte de la población subsiste en el sur de la provincia de Buenos Aires y áreas aledañas de La Pampa, con pocos registros recientes aislados en otras provincias (Chebez y Tubaro 2008). Cabe destacar la observación de un grupo de unos 30 individuos 20 km al sur de Bonpland en el sureste

de la provincia de Corrientes en Set 2005 (Antoniazzi 2006). Por su parte, los escasos datos de Brasil fueron obtenidos en Paraná, Santa Catarina y Rio Grande do Sul (Collar et al. 1992). Las dos observaciones que cuentan con fechas precisas fueron realizadas durante la época no reproductiva. En Rio Grande do Sul no hay certeza de que la especie haya tenido presencia regular en el pasado y sólo existen dos registros del siglo XIX. En Uruguay ha sido encontrada en numerosas localidades, varias de ellas históricas (Fig. 4). **Canelones:** 1) Ciudad de Canelones, 2) Piedra del Toro; 3) Tapia. **Colo-**

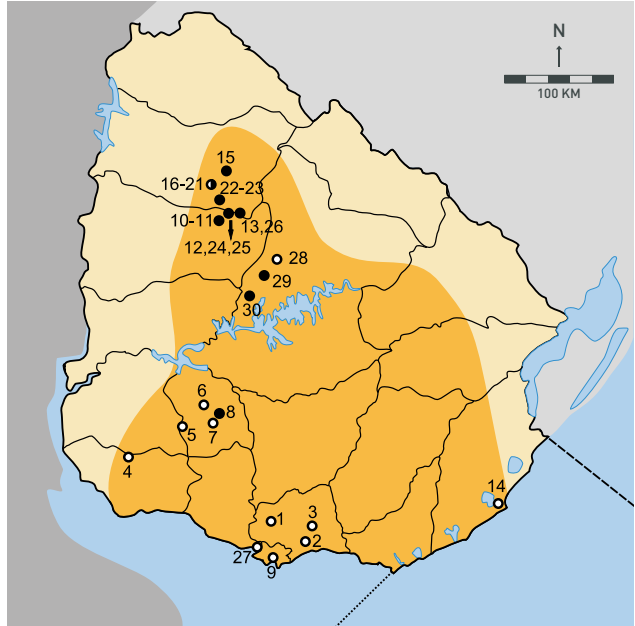


Figura 4. Distribución de la Loica Pampeana en Uruguay. Los puntos blancos corresponden a registros anteriores al año 2000 y los puntos negros representan registros del 2000 en adelante.

nia: 4) Alrededores de Ombúes de Lavalle. **Flores:** 5) Estancia Santa Elena, 6) Alrededores de Trinidad, 7) Cerro Colorado, 8) Alrededores de Cerro Colorado. **Montevideo:** 9) Alrededores de la Ciudad de Montevideo. **Paysandú:** 10) Puro I, 11) Puro II, 12) Arbolito I, 13) Arbolito II. **Rocha:** 14) Refugio de Fauna de Laguna de Castillos. **Salto:** 15) Ruta 31, 90 km al oeste de la Ciudad de Tacuarembó; 16) Berretta, 17) Vera, 18) Erik, 19) Batitú, 20) Cerros, 21) Daymán, 22) Venados I, 23) Venados II, 24) Constante I, 25) Constante II, 26) Balde. **San José:** 27) Barra del Río Santa Lucía. **Tacuarembó:** 28) Estación Pampa, 29) Alrededores de Estación Pampa, 30) Alrededores de Peralta.

Fuentes: Azara (1802): 9; d'Orbigny (1835: 37): 9; Aplin y Sclater (1894): 5; Arredondo (1953): 3; Collar et al. (1992): 1, 2, 6, 27, 28; Pearman (1994): 15; Gambarotta et al. (1999): 14; J. P. Cuello in litt. (2003, 2012): 1, 2, 6, 27, 28; L. Liguori in litt. (2009): 13, 26; B. Rebuffo com. pers.: 4; S. Carvalho y J. C. Rudolf obs. pers.: 8, 30; S. Carvalho y A. Cravino obs. pers.: 29; A. B. Azpiroz obs. pers.: 10-12, 16-25, 30.

Ha sido señalada también para Cerro Largo (Tremoleras 1920, Arredondo 1953) y Durazno (Cuello y Gerzenstein 1962) pero sin más detalles. Con respecto a Cerro Largo cabe destacar que Ihering la registró en la localidad fronteriza de Yaguarão (Bencke 2001). En cuanto a Durazno, no es incluido en los datos de distribución por (Claramunt y Cuello



Figura 5. La Loica Pampeana depende de la conservación de pastizales nativos (campo natural) bien conservados como los que se encuentran en la región de Arerunguá, Salto (A. Azpiroz).

2004). "Montevideo" fue determinada como la localidad típica de la especie por Bonaparte (1850). Tremoleras (1920) la cita para Río Negro haciendo referencia a Aplin y Sclater (1894), lo que constituye un error. También existe una cita para el Río Arapey, Salto (Wege y Long 1995), pero se trataría de la ubicación errónea del registro de la Ruta 31 de Pearman (1994). Finalmente existe un ejemplar en el Museo Americano de Historia Natural obtenido en San José, sin localidad específica (Collar et al. 1992). En resumen, existen numerosos registros históricos en el sur del país pero en los últimos 15 años la gran mayoría de las observaciones se concentran en dos áreas relativamente acotadas en el centro y norte: el sureste de Salto (incluyendo regiones aledañas de Paysandú) y el suroeste de Tacuarembó. Por su parte, la pequeña población de Flores no ha sido relocada en los últimos años.

Biología

Habita preferentemente campos naturales (Short 1968, Fernández et al. 2004, Gabelli et al. 2004 Azpiroz y Blake 2009; Fig. 5). A pesar que también se la ha registrado en pasturas plantadas y cultivos de trigo (Gochfeld 1979a, Narosky et al. 1990, Tubaro y Gabelli 1999), se ha sugerido que estos sitios podrían representar hábitat subóptimo (Tubaro y Gabelli 1999). Estudios de hábitat en Argentina indican que prefiere pastizales nativos con poca o nula presión de pastoreo (Fernández et al. 2004). Allí los sitios utilizados se caracterizan por una cobertura de vegetación alta y relativamente homogénea así como por una baja altura del terreno (Fernández et al. 2004). En la región de Arerunguá la vegetación es más heterogénea con parches de pasto corto y parches más altos intercalados. Los sitios utilizados se caracterizan por una alta cobertura de pastos (Azpiroz y Blake 2016). En la

región de Bahía Blanca se han registrado alturas promedio de vegetación nativa de 34,52 (Tubaro y Gabelli 1999) y 27,33 cm (Fernández et al. 2004) en áreas utilizadas para nidificar. Más allá que el tipo de uso del suelo (pastizales nativos vs. tierras agrícolas) es el principal determinante de la presencia de la Loica Pampeana (Fernández et al. 2004), no ocupa todas las áreas de pastizales nativos disponibles (Gochfeld 1979a; Fernández et al. 2004, Azpiroz y Blake 2009, Meriggi et al. 2014). Esto sugiere una influencia importante del manejo productivo del pastizal (Azpiroz et al. 2017). Algunos pastos típicos de las áreas donde se encuentra la Loica Pampeana son: *Stipa* spp., *Paspalum* spp., *Piptochaetium* spp., *Melica* spp., *Poa lanigera* y *Briza subaristata* (Gochfeld 1979a, Cozzani et al. 2004, Zalba et al. 2008, Boggiano 2010, M. Bonifacino in litt. 2003). También son comunes las carquejas y mio-míos (*Baccharis* spp.) y arbustos como la brusquilla (*Discaria americana*; Cozzani et al. 2004, Zalba et al. 2008, Boggiano 2010). Aplin y Sclater (1894) mencionan una supuesta asociación con parches de cardo ("cardo" = *Cynara cardunculus* [?], Asteraceae) en Soriano y Flores. No posan sobre perchas elevadas (Gochfeld 1979a) y evitan áreas arbustivas y forestadas (Fernández et al. 2004). En Uruguay comparte el hábitat con el Pecho Colorado, especie asociada a vegetación más alta que la Loica Pampeana (Gochfeld 1979a). Tiene una dieta insectívora complementada con semillas y otros elementos vegetales (Fig. 6). El componente animal incluye orugas, langostas y grillos, escarabajos (larvas y adultos) y arañas (Marelli 1919, Aravena 1928, Short 1968, Gochfeld 1979a, A. B. Azpiroz obs. pers.);



Figura 6. Mediante la técnica de gapping la Loica Pampeana accede a una variedad de presas enterradas en el suelo (A. Azpiroz).



Figura 7. La dieta de la Loica Pampeana incluye elementos animales y vegetales. A: los artrópodos son fundamentales durante la época reproductiva. B: los bulbos de macachines o vinagrillos (*Oxalis* sp.) representarían un recurso clave en el invierno, cuando las poblaciones de invertebrados disminuyen significativamente (A. Azpiroz).

el componente vegetal abarca semillas, bulbos de tréboles nativos e inflorescencias de gramíneas (Marelli 1919, Aravena 1928, Gochfeld 1979a, A. B. Azpiroz obs. pers.). Los bulbos y semillas seguramente juegan un rol importante en invierno cuando la disponibilidad de invertebrados disminuye (Gochfeld 1979a, Cozzani et al. 2004). En esta época también ha sido observada consumiendo semillas (de cultivos) caídas al borde de carreteras (Cozzani et al. 2004). Por su parte, las larvas de coleópteros serían importantes durante el período de cría de los pichones (Gochfeld 1979a). Se alimenta caminando en el suelo mientras inspecciona el entorno con el pico mediante la técnica de "gaping" (Beecher 1951). Esta consiste en abrir pequeños espacios en la vegetación o en el terreno para tomar diversos ítems (Fig. 7).

Durante el período no reproductivo forman bandadas de hasta cientos de individuos (Barrows 1884, Wetmore 1926, Chebez y Tubaro 2008), las cuales llegaban a superar los mil en el pasado (Hudson 1920). Ha sido observada formando bandadas mixtas con tordos (Aplin y Sclater 1894) y en Argentina también suele asociarse con la Loica Común (Cozzani et al. 2004, Chebez y Tubaro 2008). Sclater y Hudson (1888) mencionan que ejemplares solitarios pueden unirse a chorlos y tiránidos. Los grupos invernales de Loica Pampeana cuentan con centinelas que vigilan los alrededores desde un punto sobresaliente y emiten llamadas de alarma ante potenciales peligros (Wetmore 1926). A fines del invierno los grupos comienzan a dispersarse y los machos empiezan a defender territorios relativamente



Figura 8. En la época reproductiva los machos invierten mucho tiempo y energía en despliegues aéreos durante los cuales emiten vocalizaciones características (A. Azpiroz).

pequeños (Gochfeld 1979a; Tubaro y Gabelli 1999) que son activamente defendidos de otros congéneres y de pecho colorados (Gochfeld 1979a). Dentro de su territorio el macho utiliza perchas bajas desde donde emite un canto posado. Por otro lado, emiten un canto diferente en vuelo que acompañan con un despliegue aéreo durante el cual se elevan a unos 5-10 m y que puede repetir hasta 250 veces en una mañana (Gochfeld 1978, Cozzani et al. 2004). El despliegue funcionaría tanto para defender el territorio como para atraer a la pareja (Gochfeld 1978; Fig. 8). Cabe resaltar que los cantos en vuelo de los machos presentan variaciones significativas que permite diferenciarlos individualmente (Tubaro 1995, 1999). El período de nidificación se extiende de octubre a diciembre, siendo algo más temprano en Uruguay (Azpiroz 2005) y más tarde en Argentina (Gochfeld 1979b, Cozzani et al. 2004). El nido se ubica en el suelo, generalmente contra la base de una planta que suele cubrirlo parcialmente. A veces cuenta con un corredor de entrada (Cozzani et al. 2004). La puesta típica es de 3 o 4 huevos (Holland y Sclater 1895, Cozzani et al. 2004). La principal causa de pérdida de nidadas es la depredación (Cozzani et al. 2004), y entre los depredadores potenciales se encuentran diversos mamíferos, culebras y aves rapaces, entre otros. Se han confirmado solo algunos casos de parasitismo de cría por Tordo Común (*Molothrus bonariensis*; Fig. 9) y éstos indican que la Loica Pampeana no descarta los huevos del parásito y tampoco abandona el nido parasitado (Azpiroz 2015). Mudan el plumaje luego de la época reproductiva a fines del verano. Existe una única muda prebásica al año

que da lugar al plumaje de invierno, más apagado. El plumaje reproductivo se genera por desgaste durante el otoño e invierno (Jaramillo y Burke 1999). Un registro reciente de un ejemplar anillado en Arerunguá (A. Olmos in litt. 2017) confirma que puede vivir hasta 9 años en condiciones naturales.

Se ha sugerido que la Loica Pampeana es una especie migratoria, al menos parcialmente, y que los registros en Uruguay y Brasil podrían corresponder a visitantes invernales (Aplin y Sclater 1894, Collar et al. 1992, Tubaro y Gabelli 1999). Sin embargo, la evidencia concreta al respecto es limitada. Sclater y Hudson (1888) mencionan que luego de la época reproductiva existe un cierto movimiento de las aves hacia el norte. La descripción de estos desplazamientos (avanzaban caminando y con vuelos cortos en el caso de los individuos más retrasados en la bandada) sugiere que se trataba de movimientos locales y no migraciones de mediana o larga distancia. Tubaro y Gabelli (1999) observaron que la especie era más frecuente en la parte norte de su área de estudio en invierno, pero también registraron bandadas en las áreas de reproducción en el mismo periodo, por lo cual, no toda la población se estaría desplazando. Por último, diversas fuentes han interpretado los registros más septentrionales de la especie (en Corrientes, Uruguay y Brasil) como relativos a migrantes invernales (p.e., Collar et al. 1992, BirdLife International 2000, Azpiroz 2005, Chebez y Tubaro 2008). Sin embargo, en el caso de Uruguay al menos, conteos regulares y datos generados a través del anillamiento de ejemplares en Arerunguá muestran que la población permanece en el área durante todo el año (A. B. Azpiroz obs. pers.). En definitiva, no existe información concluyente que confirme el comportamiento migratorio en esta especie (Tubaro y Gabelli 1999).

Estado de Conservación

Se estima que el área de distribución de la especie se ha reducido en un 90% desde 1900 (Tubaro y Gabelli 1999). En general, las extinciones locales habrían ocurrido entre 1890 y 1950, asociadas a la expansión agrícola en la región (Tubaro y Gabelli 1999, Azpiroz et al. 2012b). En Argentina se la considera una especie "en peligro" (MADS y Aves Argentinas 2015). En las últimas décadas se han realizado varios conteos en la región de Bahía Blanca, donde subsiste la mayor población de Loica Pampeana. A pesar de que el uso de metodologías diferentes dificulta una evaluación precisa de la información, los datos obtenidos sugieren algunos patrones muy preocupantes. Con respecto a la situación poblacional a mediados de la década del 90 (Tubaro y Gabelli 1999), ha habido una retracción significativa (28%) del área de distribución (Gabelli et al. 2004). La especie no fue registrada en numerosos sitios (40%-60%) ocupados en el pasado (Fernández et al. 2004, Gabelli et al. 2004). En 1999, en alrededores de Bahía Blanca se estimó la población en 28.000 individuos con densidades que variaron entre 0,5 y 0,04 individuos/ha (Gabelli et al. 2004). Cabe mencionar que también se constató el uso de sitios previamente desocupados, aunque



Figura 9. Nido de Loica Pampeana con un huevo de Tordo Común (derecha). El parasitismo de cría no parece ser una amenaza importante en la actualidad pero la situación podría cambiar con el avance de la agricultura en las áreas utilizadas por la Loica Pampeana (A. Azpiroz).

en menor proporción. Esto último estaría relacionado, en la mayoría de los casos, con la recuperación del pastizal natural en sitios perturbados (Fernández et al. 2004), un proceso que puede llevar de 5 a más de 15 años (Tubaro y Gabelli 1999).

La cantidad de ejemplares observados en campañas más recientes son sólo una fracción (7% y 12% en los años 2012 y 2013 respectivamente) de los registrados 20 años atrás en esta región (Meriggi et al. 2013, Meriggi et al. 2014). Actualmente se estima que la población argentina es menor a 2.500 individuos maduros y está disminuyendo (MADS y Aves Argentinas 2015).

Por su parte, el conocimiento del estatus de la población uruguaya ha mejorado en las últimas décadas. A pesar de que se la consideraba una especie rara (Collar et al. 1992) o incluso virtualmente extinta en el país (1999) los numerosos registros históricos (ver Distribución y Fig. 4) y comentarios de naturalistas (Burmeister 1861, Aplin y Sclater 1894, Azara 1802) sugieren que se trataba de una especie común y ampliamente distribuida. En tiempos recientes la primera estimación poblacional fue de 78-90 parejas (Azpiroz 2005) en Arerunguá y estudios posteriores en la misma región elevaron esa cifra a 150-200 parejas (Azpiroz et al. 2012a) con densidades de 0,14 individuos/ha (Azpiroz y Blake 2009). En los últimos 5 años han habido varios cambios importantes. En primer lugar se descubrió un núcleo poblacional en Tacuarembó de unos 50-70 individuos (S. Carvalho in litt. 2013, S. Carvalho com. pers.). Asimismo un pequeño núcleo de 11-12 parejas fue encontrado en Flores pero no ha sido posible localizarlo en años recientes (J. C. Rudolf y S. Carvalho in litt. 2012, J. C. Rudolf in litt. 2017). Lamentablemente en Arerunguá también han habido cam-

bios poco alentadores. Durante la temporada reproductiva de 2016 se encontraron muy pocos individuos (5 parejas) en potreros que albergaron la mayor parte de la población uruguaya conocida de Loica Pampeana en la última década (unas 100-140 parejas; Azpiroz et al. 2017). Los resultados de una búsqueda invernal en el lugar en 2017 también sugiere la posibilidad de una reducción poblacional significativa. Finalmente en la temporada reproductiva de 2017 se encontraron unas 15-20 parejas y un grupo post-reproductivo de unos 120 individuos (incluyendo numerosos juveniles). Esto representa un panorama más positivo que el del año anterior pero aún bastante por debajo de los números poblacionales registrados entre 2008 y 2015. Será importante seguir monitoreando la situación que podría justificar un cambio de categoría de amenaza a nivel nacional en el futuro. Las poblaciones uruguaya y argentina estarían aisladas en la actualidad. Los principales núcleos en cada uno de los dos países (Bahía Blanca y Arerunguá) están separados por unos 900 km. Con respecto a otras poblaciones, existe un registro reciente en el sureste de Corrientes (Antoniazzi 2006) y otro algo más antiguo (invierno 1986) al este de Entre Ríos (Collar et al. 1992); estas localidades distan unos 200 km de las poblaciones uruguayas más cercanas. Dado que estas áreas no están conectadas por hábitat preferencial (pastizal natural) las probabilidades de intercambio de individuos son escasas. En el pasado las poblaciones del norte de Uruguay seguramente estuvieron en contacto con las del sur de Brasil, pero en la actualidad se la considera extinta en Rio Grande do Sul (Bencke et al. 2003). A pesar de su reducido tamaño poblacional, estudios genéticos preliminares basados en muestras de la población de Arerunguá indican que la misma aun mantiene un nivel de variabilidad genética relativamente elevado (Repetto et al. 2014).

Amenazas

Debido a que la Loica Pampeana está fuertemente asociada a pastizales naturales, esto la hace particularmente susceptible a la modificación de hábitat y la evidencia disponible indica que este factor es el principal responsable de su disminución poblacional (Fernández et al. 2004, Gabelli et al. 2004, Azpiroz et al. 2012b). A juzgar por la drástica reducción del área de distribución de la especie, tanto a nivel global como en Uruguay, es evidente que los cambios en el uso de la tierra asociados a prácticas agropecuarias desarrolladas en el correr del siglo pasado han afectado negativamente sus poblaciones (Wetmore 1926, Tubaro y Gabelli 1999). En Uruguay la agricultura avanza sobre el campo natural en la región de Arerunguá y la posibilidad de instalación de una nueva fábrica de pasta de celulosa en el centro del país seguramente generará presión sobre los pastizales naturales de esa región (Azpiroz et al. 2017), incluyendo el sur de Tacuarembó donde la especie está presente. La agricultura elimina la vegetación nativa y el pastoreo modifica la estructura y composición del pastizal. Una menor cobertura puede afectar la disponibilidad de alimento o las interacciones con competidores, depredadores o parásitos, y esto a su vez, reducir

el éxito reproductivo y limitar el tamaño poblacional (Tubaro y Gabelli 1999, Fernández et al. 2004). Concretamente, se ha sugerido que la competencia con el Pecho Colorado y la Loica Común podría representar una amenaza, en particular debido a que estas dos especies se habrían beneficiado con las alteraciones ambientales generadas por el hombre en la región (Collar et al. 1992, Tubaro y Gabelli 1999, Gabelli et al. 2004). Sin embargo, un estudio que investigó esta hipótesis no halló evidencia al respecto (Fernández et al. 2004). En el caso de la presión ejercida por depredadores, existen estudios que muestran que puede ser mayor en áreas sobrepastoreadas (Zalba y Cozzani 2004). El parasitismo de cría podría generar efectos negativos adicionales (Gabelli et al. 2004). Pero los datos disponibles (Cozzani et al. 2004, Azpiroz 2015) muestran una incidencia muy baja de este fenómeno por el momento. La situación podría cambiar en el futuro si la fragmentación de hábitat y el avance de la agricultura continúan, ya que esto favorece la expansión del Tordo Común. Con relación a la ganadería es importante resaltar también que existe evidencia circunstancial que sugiere que la reciente reducción poblacional en la región de Arerunguá (ver Estado de Conservación) podría estar vinculada con el uso de antiparasitarios a través de su efecto sobre las poblaciones de invertebrados que representan una fuente de alimento clave para esta ave.

En el pasado la Loica Pampeana también ha sido objeto de captura ilegal vinculada al comercio de aves de jaula tanto en Argentina como en Uruguay (Tubaro y Gabelli 1999). No existen registros recientes de este problema pero es importante considerar que incluso un nivel de captura reducido podría tener consecuencias significativas sobre las ya reducidas poblaciones (Tubaro y Gabelli 1999).

Las reducciones poblacionales muy significativas que ha sufrido la especie en los últimos 150 años a lo largo de toda su distribución, podrían generar otros problemas adicionales relacionados a su comportamiento gregario. Por ejemplo, en el caso de la alimentación, defensa cooperativa e incluso reproducción, en la actualidad los pequeñas grupos de Loica Pampeana podrían estar en desventaja en comparación con las grandes bandadas reportadas en el pasado.

Por último, los eventos climáticos extremos también pueden generar impactos. En Bahía Blanca una importante sequía afectó la calidad de hábitat debido a un incremento en la carga ganadera en los sitios con pasturas disponibles y esto podría haber repercutido negativamente en las poblaciones de Loica Pampeana (Tubaro y Gabelli 1999). En los últimos veranos, el sudoeste de la Provincia de Buenos Aires ha sufrido temperaturas extremas que han llegado a sensaciones térmicas superiores a los 45°C. Bajo estas condiciones, se han registrado Loicas Pampeanas ahogadas en tanques Australianos, en plena temporada reproductiva (N. Cozzani y Reggi datos inéditos). En Arerunguá se han encontrado individuos muertos y nidos inundados asociados a granizadas y a lluvias particularmente fuertes. Dado que se proyecta que el cambio climático incrementará la frecuencia y magnitud

de este tipo de eventos (Jentsch y Beierkuhnlein 2008), su impacto sobre la especie en el futuro podría ser significativo.

Medidas de Conservación

Esta protegida por la Ley de Fauna (No. 9481) y es considerada una especie SNAP (Aldabe et al. 2013). Se la ha señalado para la IBA (Important Bird Areas) Campos del Tapado (Aldabe et al. 2009).

Dado que la pérdida de hábitat es la principal amenaza para la especie, el establecimiento de áreas protegidas podría contribuir positivamente. Sin embargo, esta estrategia tiene limitaciones importantes (Azpiroz et al. 2012b). Al igual que otras aves de pastizal, la Loica Pampeana requiere de áreas relativamente extensas para completar todo su ciclo anual. De hecho se ha sugerido que la disponibilidad de hábitat en la época no reproductiva podría ser una limitante a nivel poblacional (Fernández et al. 2004). Por otro lado, el hecho que los lugares donde subsiste tienen condiciones aptas para la agricultura y ganadería no hace factible el establecimiento de áreas protegidas de gran superficie, debido al alto valor económico de estas tierras. Dadas estas dificultades no sorprende que no haya áreas protegidas en Uruguay que alberguen poblaciones de Loica Pampeana, ni siquiera estacionalmente.

Las características biológicas de la especie hacen que el enfoque en tierras privadas pueda tener un efecto mucho más significativo. Se necesitan medidas estratégicas impulsadas desde el Estado que promuevan la conservación de los pastizales naturales y penalicen su modificación. Un ejemplo en este sentido fue la implementación del Programa de Producción Responsable por parte del Ministerio de Ganadería Agricultura y Pesca que incluyó un componente tendiente a favorecer la conservación de la biodiversidad en campos privados. A pesar de que esta iniciativa generó efectos positivos sobre la población de Loica Pampeana de Arerunguá a través del manejo de hábitat, el programa fue suspendido debido a la falta de recursos y a una nueva definición de prioridades. Dado que todos los núcleos poblacionales de Loica Pampeana en Uruguay se encuentran en tierras privadas y que el manejo del pastizal nativo es un aspecto clave en su conservación a largo plazo, nuevos acuerdos con productores privados son imprescindibles y es allí donde principalmente debe ponerse el foco. La regeneración del pastizal nativo en potreros utilizados previamente para cultivos o pasturas (Tubaro y Gabelli 1999, Fernández et al. 2004), podría ser otro objetivo de este tipo de herramientas. En todos los casos, la posibilidad de implementar compensaciones económicas será fundamental (Isacch 2008, Azpiroz et al 2012b). Junto con esto, es necesario implementar una política de educación que transmita la importancia del manejo agrícola-ganadero adecuado como herramienta de protección de biodiversidad y de conservación de los recursos naturales que constituyen el eje productivo en la región. Las campañas de educación y concienciación son importantes también

para minimizar amenazas tales como la captura ilegal. Con respecto a esto último cabe recordar que la especie está amparada por la Ley de Fauna en Uruguay. En la región de Arerunguá, la Loica Pampeana es el foco de múltiples actividades de divulgación que han resultado en un mayor conocimiento de la problemática de conservación de la especie por parte de las comunidades locales.

Cabe resaltar que la Loica Pampeana coexiste con una variedad de otras especies prioritarias. En los pastizales de Arerunguá se encuentran otras aves clasificadas como amenazadas a nivel nacional (Chorlo Cabezón *Oreopholus ruficollis*, Playerito Canela *Calidris subruficollis*, Viudita Chocolate *Neoxolmis rufiventris*, Cachirla Dorada *Anthus nattereri*) y también destaca especialmente una importante población de Venado de Campo (*Ozotoceros bezoarticus arerunguensis*) representado por una subespecie endémica (González et al. 2002, González y Azpiroz 2010). Es así que eventuales medidas de conservación in situ enfocadas en la Loica Pampeana beneficiarían a otros componentes de la biodiversidad del pastizal pampeano.

Con respecto a prioridades de investigación sería importante estimar parámetros demográficos (p.e., tasas de supervivencia de juveniles y adultos) y determinar los mecanismos específicos responsables de las declinaciones poblacionales. Este tipo de información ayudaría a definir estrategias de conservación precisas y efectivas.

Medidas Prioritarias

- 1) Establecer urgentemente políticas de conservación del pastizal nativo. Éstas deberían contemplar un sistema de incentivos y penalizaciones dirigido a los productores agropecuarios, y tendiente a preservar el campo natural en áreas de alta prioridad como Arerunguá (Salto), y otras regiones aledañas de Artigas, Tacuarembó, Paysandú y Río Negro, principalmente. En este sentido también es fundamental eliminar programas que promuevan la alteración del campo natural (pasturas plantadas, agricultura, etc.) en áreas de alta prioridad como el sureste de Salto.
- 2) Estudiar los efectos de productos veterinarios y otras sustancias utilizados para la agropecuaria. En caso de identificarse impactos negativos se deberían implementar medidas para eliminar, reducir o minimizar estos efectos.
- 3) Considerar a la Loica Pampeana como una especie de alta susceptibilidad y alta prioridad en el marco de evaluaciones de impacto ambiental relacionadas a emprendimientos a desarrollarse en áreas prioritarias (en especial en el centro y norte del país).
- 4) Continuar los conteos periódicos para monitorear las pequeñas poblaciones remanentes y realizar estudios sobre el impacto potencial de los parques eólicos.

Notas:

¹ Hudson (1920) le da el nombre de "Military Satrling" que sería la traducción inglesa del nombre vulgar (Tordo Militar), que según comenta era utilizado por naturalistas en el pasado. En una traducción de su obra al español (Hudson 1974: 106) este nombre aparece como "Militar".

² Este registro fue asignado por el autor (y sucesivas referencias) al departamento de Tacuarembó, pero los datos reportados (distancia desde la ciudad de Tacuarembó) indican que la observación se realizó en el departamento de Salto.

ANEXOS DE ESPECIES

A continuación se detallan todos los registros recopilados para este trabajo para 12 de las 16 especies tratadas. En el caso de las especies clasificadas como extintas a nivel regional (RE, Playero Esquimal y Guacamayo Azul) los detalles de todos los datos recabados están presentados en las fichas correspondientes. Con respecto al Cardenal Amarillo y la Loica Pampeana, se optó por no publicar datos precisos, para no facilitar la actividad ilegal de los cazadores de pájaros. La captura ilegal es la principal amenaza que enfrenta el Cardenal Amarillo y podría empeorar aun más la situación de la Loica Pampeana.

Anexo 1: Registros publicados e inéditos de Gaviotín Real (*Thalasseus maximus*)

CANELONES: 1) **Arroyo Carrasco** (34°52'33"S, 56°01'12"W), 1 Ago 1978, 45 (Escalante 1984); 2) **Arroyo Pando** (34°47'36"S, 55°52'10"W), 28 May 1961, 4 (Escalante 1970: 4 ejemplares colectados en la boca de arroyo y depositados en el MHNM); 29 May 1961, 24 (Escalante 1962, 1968: en la playa); 11 Jun 1961, 2 (Escalante 1970: 2 ejemplares colectados y depositados en el MHNM); 17 Feb 2008, 9 (M. Sarroca, N. Zaldua, A. Lanfranconi y M. Alfaro, CNA 2008-Wetlands International); 6 Jul 2008, 4 (J. Lenzi, S. Jiménez y A. Vázquez, CNA 2008-Wetlands International); 22 Jul 2012, 4 (L. Liguori, CNA 2012-Wetlands International); 16 Jul 2013, 63 (G. Gerpe, G. Campaña, J. C. Castillo, CNA 2013-Wetlands International); 15 Feb 2014, 5 (G. Gerpe, G. Campaña, J. C. Castillo, CNA 2014-Wetlands International); 9 Feb 2015, 2 (J. C. Castillo, CNA 2015-Wetlands International); 3) **Isla de Flores** (ca. 34°56'42"S, 55°55'53"W), 20 Ago 1994, 6 (A. Azpiroz obs. pers.); 4) **Arroyo Solís Chico** (34°45'50"S, 55°42'05"W), 6 Jul 2008, 17 (J. Lenzi, S. Jiménez y A. Vázquez, CNA 2008-Wetlands International); 4 Jul 2009, 4 (L. Liguori y M. Alfaro, Proyecto Sterna-Averaves); 24 Ago 2009, 12 (J. Lenzi, L. Liguori y M. Alfaro, Proyecto Sterna-Averaves); 18 Jul 2011, 8 (J. Lenzi, CNA 2011-Wetlands International); 28 Jul 2012, 17 (M. Sarroca y F. García Olaso, CNA 2012-Wetlands International); 16 Jul 2013, 11 (G. Gerpe, G. Campaña, J. C. Castillo, CNA 2013-Wetlands International); 15 Feb 2014, 6 (G. Gerpe, G. Campaña, J. C. Castillo, CNA 2014-Wetlands International); 21 Feb 2015, 2 (J. C. Castillo, CNA 2015-Wetlands International); **MALDONADO:** 5) **Arroyo Solís Grande** (34°47'26"S, 55°23'55"W), 20 Set 1959, 1 (Escalante 1970: 1 individuo colectado por Sociedad Taguató); 6 Jul 2008, 5 (J. Lenzi, S. Jiménez y A. Vázquez, CNA 2008-Wetlands International); 18 Jul 2011, 1 (J. Lenzi, CNA 2011-Wetlands International); 16 Feb 2013, 10 (L. Liguori, CNA 2013-Wetlands International); 8 Feb 2014, 17 (G. Gerpe, G. Campaña, J. C. Castillo, CNA 2014-Wetlands International); 6) **Punta Colorada** (34°54'13"S, 55°15'39"W), 16 Feb 2015, 10 (M. Alfaro, CNA 2015-Wetlands International); (ca. 34°54'16"S, 55°15'38"W), 3 Set 1988, 2 (A. Azpiroz y G. Acosta y Lara obs. pers., plumaje alterno); 7) **1 km al NE de Punta Negra** (ca. 34°53'46"S, 55°13'34"W), 1 Feb 1995, 18 (A. Azpiroz obs. pers.); 8) **Barra Laguna del Sauce** (ca. 34°52'38"S, 55°06'08"W), 27 Ene 1959, 8 (Escalante 1962, 1968, 1970, una hembra colectada); 7 Jul 1966, 23 (Escalante 1968); 9) **Punta Ballena** (ca. 34°54'57"S, 55°02'47"W), 7 Jul 1961, 3 (Escalante 1962, pescando); 10) **Laguna del Diario** (34°54'10"S, 55°00'25"W), 7 Jul 2007, 1 (T. Rabau, CNA 2007-Wetlands International); 11) **Punta del Este** (ca. 34°58'23"S, 54°57'07"W), 17 May 1961, 1 (Escalante 1968); 16 Set 1963, 6 (Escalante 1968, en plumaje nupcial); 25 Ago 1964, 4 (Escalante 1968); 27 Dic 1966, 1 (Escalante 1968); (34°57'25"S, 54°56'38"W), 4 Feb 2006, 3 (T. Rabau, CNA 2006-Wetlands International); 8 Feb 2008, 4 (T. Rabau, CNA 2008-Wetlands International); 9 Feb 2009, 1 (T. Rabau, CNA 2009-Wetlands International); 10 Feb 2010, 3 (T. Rabau, CNA 2010-Wetlands International); 12 Feb 2011, 2 (T. Rabau, CNA 2011-Wetlands International); 4 Jul 2011, 1 (T. Rabau, CNA 2011-Wetlands International); 11 Feb 2013, 3 (T. Rabau, CNA 2013-Wetlands International); 11 Feb 2015, 1 (T. Rabau, CNA 2015-Wetlands International); 3 Mar 2012, 2 (A. Azpiroz obs. pers., plumaje básico); 28 Dic 2012, 4 (A. Azpiroz obs. pers., plumaje básico, 1 juvenil); Punta del Este, Punta de la Salina (34°58'22"S, 54°57'12"W), 3 Abr 2016, 2 (A. Azpiroz obs. pers.); 3 Feb 2017, 2 (A. Azpiroz obs. pers., 1 adulto y 1 juvenil); Punta del Este, Roquedal del Puerto (34°57'51"S, 54°57'15"W), 28 Ene 2017, 6 (A. Azpiroz obs. pers., plumaje básico); 9 Feb 2017, 16 (A. Azpiroz obs. pers., adultos y 1 juvenil); 2 Abr 2017, 11 (A. Azpiroz obs. pers.); 28 May 2017, 8 (A. Azpiroz obs. pers., plumaje básico, al menos 1 juvenil); 10 Jun 2017, 1 (A. Azpiroz obs. pers.); 15 Jul 2017, 1 (A. Azpiroz obs. pers., plumaje básico); Punta del Este, Roquedal El Emir (34°57'55"S, 54°56'21"W), 6 Ene 2017, 1 (A. Azpiroz obs. pers., plumaje básico); Punta del Este, Parada 1 Mansa (ca. 34°57'24"S, 54°56'34"W), 28 Ene 2017, 1 (A. Azpiroz obs. pers., plumaje básico); 12) **Isla Gorriti** (ca. 34°56'56"S, 54°58'38"W), 21 Feb 2016, s/d; (34°57'32"S, 54°58'28"W) 9 Dic 2017, 7; (34°57'40"S, 54°58'19"W) 9 Dic 2017, 8 (A. Azpiroz obs. pers., estos individuos son diferentes a los otros 7 observados en otro punto cercano de la isla el mismo día); 13) **Isla de Lobos** (35°01'36"S, 54°53'03"W), 6 Mar 1955, s/d (Escalante 1970, 1 ejemplar colectado y

depositado en la colección de la Facultad de Ciencias); 14) **Arroyo Maldonado** (ca. 34°54'55"S, 54°52'00"W), 7 Jul 1961, 2 (Escalante 1962, en vuelo); 17 Jul 1961, 2 (Escalante 1970); 17 Set 1961, 8 (Escalante 1970, en plumaje nupcial); 5 Jul 1966, 9 (Escalante 1970); (34°54'26"S, 54°52'33"W), 19 Feb 2005, 3 (T. Rabau, CNA A 2005-Wetlands International); 11 Feb 2006, 2 (T. Rabau, CNA A 2006-Wetlands International); 21 Jul 2007, 3 (T. Rabau y D. Caballero-Sadi, CNA A 2006-Wetlands International); 13 Feb 2008, 6 (T. Rabau, D. Caballero-Sadi y M. Zarucki, CNA A 2008-Wetlands International); 12 Jul 2008, 3 (T. Rabau y D. Caballero-Sadi, CNA A 2008-Wetlands International); 16 Feb 2009, 10 (T. Rabau, D. Caballero-Sadi y I. Croce, CNA A 2009-Wetlands International); 3 Jul 2010, 7 (T. Rabau, CNA A 2010-Wetlands International); 8 Feb 2011, 13 (T. Rabau, CNA A 2011-Wetlands International); 9 Jul 2011, 1 (T. Rabau, CNA A 2011-Wetlands International); 17 Feb 2014, 10 (T. Rabau, CNA A 2014-Wetlands International); 13 Feb 2015, 4 (T. Rabau, CNA A 2015-Wetlands International); 15) **Playa Buenos Aires** (ca. 34°53'22"S, 54°46'57"W), 25 Mar 1964, 32 (Escalante 1968, 4 juveniles alimentados por adultos); 5 Mar 1966, 6 (Escalante 1968, 2 juveniles alimentados por adultos); 5 Jul 1966, 7 (Escalante 1968); 16) **Laguna de José Ignacio** (ca. 34°50'33"S, 54°40'20"W), 17 Mar 1963, 5 (Escalante 1968, 1 individuo colectado); 23-24 Mar 1967, 7 (Escalante 1968, 4 juveniles, 1 alimentado por adulto); 16 Feb 2005, 6 (T. Rabau, CNA A 2005-Wetlands International); 12 Jul 2005, 8 (T. Rabau, CNA A 2005-Wetlands International); 13 Feb 2006, 5 (T. Rabau, CNA A 2006-Wetlands International); 6 Jul 2006, 4 (T. Rabau, CNA A 2006-Wetlands International); 21 Jul 2007, 3 (T. Rabau y D. Caballero-Sadi, CNA A 2007-Wetlands International); 13 Feb 2008, 2 (T. Rabau, D. Caballero-Sadi y M. Zarucki, CNA A 2008-Wetlands International); 12 Jul 2008, 2 (T. Rabau y D. Caballero-Sadi, CNA A 2008-Wetlands International); 16 Feb 2009, 3 (T. Rabau, D. Caballero-Sadi y I. Croce, CNA A 2009-Wetlands International); 17 Jul 2009, 3 (T. Rabau y D. Caballero-Sadi, CNA A 2009-Wetlands International); 17 Feb 2010, 1 (T. Rabau, CNA A 2010-Wetlands International); 3 Jul 2010, 4 (T. Rabau, CNA A 2010-Wetlands International); 14 Jul 2011, 1 (T. Rabau, CNA A 2011-Wetlands International); 16 Jul 2012, 11 (T. Rabau, CNA A 2012-Wetlands International); 12 Feb 2013, 2 (T. Rabau, CNA A 2013-Wetlands International); 12 Jul 2013, 6 (T. Rabau, CNA A 2013-Wetlands International); 11 Feb 2014, 38 (T. Rabau, CNA A 2014-Wetlands International); 14 Jul 2014, 9 (T. Rabau, CNA A 2014-Wetlands International); 19 Feb 2015, 56 (T. Rabau, CNA A 2015-Wetlands International); (34°50'32"S, 54°40'23"W), 9 Abr 2009, 13 (J. Lenzi, L. Liguori y M. Alfaro, Proyecto Sterna); Barra Laguna José Ignacio (ca. 34°50'17"S, 54°40'15"W), 28 May 1998, 5 (A. Azpiroz obs. pers.); 25 Jun 1998, 20 (A. Azpiroz obs. pers.); 27 Ago 1998, 10 (A. Azpiroz obs. pers.); 12 Ene 1999, 5 (A. Azpiroz obs. pers.); 4 Feb 1999, 12 (A. Azpiroz obs. pers., 2 juveniles); 4 Mar 1999, 4 (A. Azpiroz obs. pers.); 2 Abr 1999, 6 (A. Azpiroz obs. pers., plumaje básico); 29 Abr 1999, 2 (A. Azpiroz obs. pers.); 28 May 1999, 9 (A. Azpiroz obs. pers.); 2 Jul 1999, 2 (A. Azpiroz obs. pers.); 28 Jul 1999, 2 (A. Azpiroz obs. pers., plumaje básico); 12 Nov 1999, 3 (A. Azpiroz obs. pers., 1 en plumaje alterno y 1 en plumaje básico); 19 Ene 2000, 3 (A. Azpiroz obs. pers., plumaje básico); 24 Jun 2002, 29 (A. Azpiroz obs. pers.); 5 Abr 2015, varios (A. Azpiroz obs. pers., al menos 1 juvenil); 5 feb 2016, 4 (A. Azpiroz obs. pers., plumaje básico, 3 adultos y 1 juvenil); 17) **Roquedal de José Ignacio** (34°50'44"S, 54°37'48"W), 16 Jul 1961, 1 (Escalante 1968); 19 Set 1962, 4 (Escalante 1968); 5 Ago 1963, 6 (Escalante 1968); 12 Oct 1964, 1 (Escalante 1968); (ca. 34°50'33"S, 54°40'20"W), 5 Jul 1966, 8 (Escalante 1968); 23 Set 1966, 2 (Escalante 1968); 16 Feb 2005, 4 (T. Rabau, CNA A 2005-Wetlands International); 9 Feb 2006, 5 (T. Rabau, CNA A 2006-Wetlands International); 14 Feb 2008, 5 (T. Rabau, CNA A 2008-Wetlands International); 13 Feb 2009, 1 (T. Rabau, CNA A 2009-Wetlands International); 15 Feb 2010, 5 (T. Rabau, CNA A 2010-Wetlands International); 18 Feb 2011, 1 (T. Rabau y A. Panuncio, CNA A 2011-Wetlands International); 16 Jul 2012, 2 (T. Rabau, CNA A 2012-Wetlands International); 12 Feb 2013, 4 (T. Rabau, CNA A 2013-Wetlands International); 13 Feb 2014, 2 (T. Rabau, CNA A 2014-Wetlands International); **MONTEVIDEO:** 1) **Arroyo Carrasco** (ca. 34°52'40"S, 56°01'25"W), 22 Jun 1961, 18 (Escalante 1962, 1968); 5 Jul 1963, 3 (Escalante 1968); 12 Jul 1966, 21 (Escalante 1968); Desembocadura del Arroyo Carrasco (34°52'40"S, 56°01'25"W), Abr 2008, 4 (Caballero-Sadi 2009); 18) **Playa Pocitos** (ca. 34°54'47"S, 56°08'46"W), 6 Jun 1966 y 14 Oct 1966, 1 (Escalante 1968); Trouville (34°55'08"S, 56°08'44"W), 10 Jun 1966, 15 (Escalante 1968); La Estacada (34°55'30"S, 56°09'03"W), 10 Jun 1966, 8 (Escalante 1968); 11 Ago 1966, 22 (Escalante 1968); 11 Jul 2005, 27 (L. Liguori y J. Aldabe, CNA A 2005-Wetlands International); 18 Feb 2006, 6 (D. Caballero-Sadi, CNA A 2006-Wetlands International); 9 Jul 2006, 15 (D. Caballero-Sadi, CNA A 2006-Wetlands International); 13 Feb 2007, 2 (D. Caballero-Sadi, CNA A 2007-Wetlands International); 18 Jul 2007, 65 (D. Caballero-Sadi, CNA A 2007-Wetlands International); 10 Feb 2008, 3 (D. Caballero-Sadi, CNA A 2008-Wetlands International); 13 Feb 2009, 1 (D. Caballero-Sadi y I. Croce, CNA A 2009-Wetlands International); 11 Jul 2009, 85 (D. Caballero-Sadi, CNA A 2009-Wetlands International); 13 Jul 2010, 20 (D. Caballero-Sadi, CNA A 2010-Wetlands International); 3 Mar 2011, 6 (D. Caballero-Sadi, CNA A 2011-Wetlands International); 17 Jul 2011, 31 (A. Panuncio y M. Alfaro, CNA A 2011-Wetlands International); 23 Jul 2012, 10 (D. Caballero-Sadi, CNA A 2012-Wetlands International); 17 Feb 2013, 2 (D. Caballero-Sadi, CNA A 2013-Wetlands

International); 16 Jul 2013, 5 (D. Caballero-Sadi, CNAA 2013-Wetlands International); 9 Feb 2015, 7 (D. Caballero-Sadi, CNAA 2015-Wetlands International); 28 Feb 2011, 1 (A. Azpiroz obs. pers., plumaje básico); 11 May 2012, 10 (A. Azpiroz obs. pers., plumaje básico); 5 Abr 2015, 2 (A. Azpiroz obs. pers.); Punta Carretas (ca. 34°55'47"S, 56°09'30"W), 10 Jun 1966, 6 (Escalante 1968); 7 Abr 2005, 2 (A. Azpiroz obs. pers., plumaje básico); **ROCHA:** 19) **Laguna Garzón** (ca. 34°47'26"S, 54°33'46"W), 12 Jul 2005, 1 (T. Rabau, CNAA 2005-Wetlands International); 15 Feb 2006, 5 (T. Rabau, CNAA 2006-Wetlands International); 14 Jul 2006, 16 (T. Rabau, CNAA 2006-Wetlands International); 14 Jul 2007, 13 (T. Rabau, CNAA 2007-Wetlands International); 12 Feb 2008, 3 (T. Rabau, CNAA 2008-Wetlands International); 16 Jul 2008, 1 (T. Rabau, CNAA 2008-Wetlands International); 11 Jul 2009, 3 (T. Rabau, CNAA 2009-Wetlands International); 17 Feb 2010, 8 (T. Rabau, CNAA 2010-Wetlands International); 15 Jul 2011, 1 (T. Rabau, CNAA 2011-Wetlands International); 19 Jul 2014, 2 (T. Rabau, CNAA 2014-Wetlands International); 20) **Barra de la Laguna de Rocha** (34°40'53"S, 54°16'21"W), 12 Jul 2004, 18 (F. Rilla, CNAA 2004-Wetlands International); 11 Jul 2005, 6 (Anónimo, CNAA 2005-Wetlands International); 3 Jul 2006, 1 (H. Caymaris y M. Alfaro, CNAA 2006-Wetlands International); 15 Jul 2007, 1 (H. Caymaris, A. Lanfranconi, J. Lenzi, M. Abreu y M. Alfaro, CNAA 2007-Wetlands International); 6 Feb 2008, 1 (F. García y M. Alfaro, CNAA 2008-Wetlands International); 21 Feb 2009, 1 (L. Liguori, N. Zaldúa y M. Alfaro, CNAA 2009-Wetlands International); 4 Jul 2009, 9 (L. Liguori y M. Alfaro, CNAA 2009-Wetlands International); 10 Feb 2010, 1 (M. Abreu, CNAA 2010-Wetlands International); 16 Jul 2010, 12 (M. Abreu, CNAA 2010-Wetlands International); 22 Jul 2012, 29 (M. Abreu, CNAA 2012-Wetlands International); 14 Jul 2013, 11 (M. Abreu, CNAA 2013-Wetlands International); 16 Feb 2014, 1 (M. Abreu, CNAA 2014-Wetlands International); 19 Jul 2014, 29 (M. Abreu, CNAA 2014-Wetlands International); 17 Feb 2015, 3 (M. Abreu, CNAA 2015-Wetlands International); 9 Oct 1996, 2 (A. Azpiroz obs. pers.); 17 Mar 1998, 2 (A. Azpiroz obs. pers.); 23 Abr 1998, 1 (A. Azpiroz obs. pers.); 28 May 1998 y 24 Jun 1998, 4 (A. Azpiroz obs. pers.); 1 Jul 1998, 2 (A. Azpiroz obs. pers.); 8 Jul 1998, 3 (A. Azpiroz obs. pers.); 22 Jul 1998, 2 (A. Azpiroz obs. pers., 1 en plumaje alterno); 7 Ago 1998, 6 (A. Azpiroz obs. pers.); 27 Ago 1998, 1 (A. Azpiroz obs. pers.); 1 Dic 1998, 4 (A. Azpiroz obs. pers., 1 en plumaje alterno, 3 básico); 12 Ene 1999, 3 (A. Azpiroz obs. pers.); 27 May 1999, 1 (A. Azpiroz obs. pers.); 1 Jul 1999, 5 (A. Azpiroz obs. pers.); 28 Jul 1999, 3 (A. Azpiroz obs. pers.); 8 Set 1999, 1 (A. Azpiroz obs. pers., plumaje alterno); 21) **Arroyo Rocha** (34°33'43"S, 54°17'53"W), 24 Jul 2014, 1 (R. Velli y M. Abreu, CNAA 2014-Wetlands International); 22) **La Paloma** (ca. 34°39'18"S, 54°08'34"W), 20 Set 1959, s/d (Escalante 1970, 1 individuo colectado por la Sociedad Taguató, Montevideo); 23 Set 1966, 2 (Escalante 1968); Puerto de la Paloma (34°39'18"S, 54°08'34"W), 19 Jul 2008, 1 (R. Laureiro y N. Calgaro, CNAA 2008-Wetlands International); 16 Jul 2010, 4 (M. Abreu, CNAA 2010-Wetlands International); 23) **Cabo Polonio** (34°24'18"S, 53°46'38"W), 12 Mar 2015, 4 (S. Jiménez obs. pers.); 24) **Barra del Arroyo Valizas** (34°20'38"S, 53°47'17"W), 5 Jul 2009, 1 (R. Laureiro y N. Calgaro, CNAA 2009-Wetlands International); 26 Feb 2010, 1 (R. Laureiro y N. Calgaro, CNAA 2010-Wetlands International); 4 Jul 2010, 5 (R. Laureiro y N. Calgaro, CNAA 2010-Wetlands International); 9 Jul 2011, 22 (R. Laureiro y N. Calgaro, CNAA 2011-Wetlands International); 17 Jul 2013, 2 (R. Laureiro y N. Calgaro, CNAA 2013-Wetlands International); 13 Feb 2014, 2 (R. Laureiro y N. Calgaro, CNAA 2014-Wetlands International); 25) **Laguna de Castillos** (34°21'11"S, 53°52'57"W), 16 Feb 2006, 1 (J. Gambarotta, CNAA 2006-Wetlands International); 15 Feb 2007, 2 (J. Gambarotta, CNAA 2007-Wetlands International); 16 Feb 2009, 3 (J. Gambarotta, CNAA 2009-Wetlands International); 19 Feb 2011, 3 (J. Gambarotta, CNAA 2011-Wetlands International); 2 Ago 2014, 1 (J. Gambarotta, CNAA 2014-Wetlands International); 8 Feb 2015, 7 (J. Gambarotta, CNAA 2015-Wetlands International); 26) **Playa Cerro Verde** (33°56'22"S, 53°30'41"W), 21 Feb 2004, 2 (F. García Olaso y M. Alfaro, CNAA 2004-Wetlands International); 6 Jul 2005, 2 (Anónimo, CNAA 2005-Wetlands International); 21 Ago 2005, 47 (J. Lenzi, P. Laporta, N. Zaldúa y M. Alfaro obs. pers., Proyecto Sterna-Averaves); 19 Nov 2005, 30 (J. Lenzi y M. Alfaro obs. pers., Proyecto Sterna-Averaves); 17 Feb 2006, 20 (P. Laporta, CNAA 2006-Wetlands International); 16 Jul 2007, 1 (P. Laporta, M. Abreu y A. Lanfranconi, CNAA 2007-Wetlands International); 17 Jul 2007, 1 (J. Lenzi y M. Alfaro obs. pers., Proyecto Sterna-Averaves); 7 Set 2007, 2 (J. Lenzi, M. Abreu y M. Alfaro obs. pers., Proyecto Sterna-Averaves); 30 Nov 2007, 14 (S. Jiménez, M. Abreu y M. Alfaro obs. pers., Proyecto Sterna-Averaves); 6 Jul 2009, 6 (L. Liguori y M. Alfaro, CNAA 2009-Wetlands International); 10 Abr 2009, 2 (J. Lenzi, L. Liguori y M. Alfaro obs. pers., Proyecto Sterna-Averaves); 25 Ago 2009, 1 (J. Lenzi, L. Liguori y M. Alfaro obs. pers., Proyecto Sterna-Averaves); 17 Jul 2010, 1 (P. Laporta, CNAA 2010-Wetlands International); 17 Jul 2011, 2 (P. Laporta, CNAA 2011-Wetlands International); 10 Feb 2012, 3 (P. Laporta, CNAA 2012-Wetlands International); 27) **Isla Verde** (33°56'13"S, 53°29'20"W), 12 Nov 1990, 200 (Cravino et al. 1999, en plumaje nupcial); 30 Oct 1994, s/d (Cravino et al. 1999, grupo de pichones mudando a plumaje juvenil); 18 Ago 1997, ~ 500, (Cravino et al. 1999, individuos nidificando); 23 Feb 2004, 10 (P. Laporta y Felipe García Olaso, CNAA 2004-Wetlands International); 12 Ago 2005, 8 (Lenzi et al. 2010, individuos nidificando); 20 Ago 2005, 140 (Lenzi et al.

2010, individuos nidificando); 28 Ago 2005, 700 (Lenzi et al. 2010, individuos nidificando); 6 Set 2005, 440 (Lenzi et al. 2010, individuos nidificando); 22 Set 2005, ~ 200 (Lenzi et al. 2010, individuos nidificando); 26 Set 2005, 444 (Lenzi et al. 2010, individuos nidificando); 2 Oct 2005, 556 (Lenzi et al. 2010, individuos nidificando); 12 Oct 2005, 400 (Lenzi et al. 2010, individuos nidificando); 22 Oct 2005, 600 (Lenzi et al. 2010, individuos nidificando); 2 Nov 2005, 260 (Lenzi et al. 2010, individuos nidificando); 10 Nov 2005, 32 (Lenzi et al. 2010, individuos nidificando); Islote Coronilla (33°56'23"S, 53°28'48"W), 30 Nov 2007, 51 (S. Jiménez, M. Abreu y M. Alfaro obs. pers., Proyecto Sterna-Averaves); Desembocadura del Canal Andreoni (33°54'16"S, 53°30'38"W), 18 Set 2005, 9 (J. Lenzi, S. Jiménez y M. Alfaro obs. pers., Proyecto Sterna-Averaves); 9 Set 2006, 1 (J. Lenzi, G. Cortés y M. Alfaro obs. pers., Proyecto Sterna-Averaves); 28 Set 2007, 10 (S. Jiménez y M. Alfaro obs. pers., Proyecto Sterna-Averaves); 18 Oct 2007, 3 (J. Lenzi, M. Abreu y M. Alfaro obs. pers., Proyecto Sterna-Averaves); 1 Dic 2007, 2 (M. Abreu y M. Alfaro obs. pers., Proyecto Sterna-Averaves); 28 Ago 2009, 10 (J. Lenzi y L. Liguori obs. pers., Proyecto Sterna-Averaves); 28) **Playa La Coronilla** (33°54'08"S, 53°30'37"W), 18 Mar 1957, s/d (Escalante 1962, 1970, 1 individuo colectado por E. Gómez Haedo); 22 Feb 2005, 2 (P. Laporta, CNA 2005-Wetlands International); 15 Feb 2007, 8 (F. García Olaso y P. Rocca, CNA 2007-Wetlands International); 16 Jul 2007, 14 (J. Lenzi y M. Alfaro, CNA 2007-Wetlands International); 5 Jul 2009, 8 (L. Liguori y M. Alfaro, CNA 2009-Wetlands International); **SAN JOSÉ:** 29) **Playa Penino** (ca. 34°45'51"S, 56°25'30"W), 14 Ene 1960, 3 (Escalante 1968); 19 Ene 1960, 6 (Escalante 1968, en vuelo); 11 Feb 1960 y 29 Feb 1960, 1 (Escalante 1968); 20 Feb 1964, 2 (Escalante 1968, 1 adulto alimentando a juvenil); 25 Feb 1964, 6 (Escalante 1968, 2 juveniles alimentados por adultos); (34°45'51"S, 56°25'30"W), 17 Jul 2004, 35 (P. Rocca y S. Jiménez, CNA 2004-Wetlands International); 10 Jul 2005, 1 (L. Liguori, F. Pons, R. Tosi y M. Alfaro, CNA 2005-Wetlands International); 18 Feb 2006, 6 (F. García Olaso, A. Lanfranconi, N. Zaldúa y M. Alfaro, CNA 2006-Wetlands International); 12 Jul 2006, 6 (S. Jiménez, A. Lanfranconi, D. Caballero, J. Aldabe y M. Alfaro, CNA 2006-Wetlands International); 11 Feb 2007, 35 (D. Caballero-Sadi, L. Ziegler, L. Liguori y M. Alfaro, CNA 2007-Wetlands International); 24 Jul 2007, 39 (D. Caballero-Sadi, M. Zarucki y R. Tosi, CNA 2007-Wetlands International); 16 Feb 2008, 2 (D. Caballero-Sadi, M. N. Merentiel, N. Zaldúa, W. Jones y M. Alfaro, CNA 2008-Wetlands International); 12 Jul 2008, 14 (F. García Olaso, F. Ocampo y P. Rocca, CNA 2008-Wetlands International); 20 Feb 2009, 1 (D. Caballero-Sadi, CNA 2009-Wetlands International); (22 Mar 2009, 2 (J. Lenzi y M. Alfaro obs. pers., Proyecto Sterna-Averaves); 11 Jul 2009, 62 (F. García Olaso, N. Zaldúa, P. Vaz, V. Olivelli, E. Machin, L. Liguori y M. Alfaro, CNA 2009-Wetlands International); 26 Feb 2010, 2 (D. Caballero-Sadi, CNA 2010-Wetlands International); 20 Jul 2010, 100 (D. Caballero-Sadi, CNA 2010-Wetlands International); 20 Jul 2011, 23 (L. Rodríguez y M. Alfaro, CNA 2011-Wetlands International); 11 Feb 2012, 3 (R. Tosi y M. Alfaro, CNA 2012-Wetlands International); 21 Jul 2012, 71 (A. Panunzio, M. Bentancur y M. Alfaro, CNA 2012-Wetlands International); 1 Mar 2014, 3 (G. Gerpe, G. Campaña, J. C. Castillo, CNA 2012-Wetlands International).

Anexo 2: Registros publicados e inéditos de Tijereta de las Pajas (*Alectrurus risora*)

COLONIA: 1) **Punta Gorda**, unos kms al sur de Nueva Palmira (ca. 33°55'01"S, 58°24'45"W), 19 Oct 1997, 2 (Dos Santos Molinari 2003); **MALDONADO:** 2) **Alrededores Ciudad de Maldonado** (ca. 34°53'53"S, 54°57'07"W), Nov-Dic 1826, varios (d'Orbigny 1835, 1839); Abr-Jul 1833, varios (Gould 1841, Rookmaaker 2009: Reportado por Darwin como relativamente frecuente. Al menos uno habría sido colectado [datos de dieta reportados]. No se proporciona coordenadas); **PAYSANDÚ:** 3) **Alrededores Ciudad de Paysandú** (ca. 32°19'23"S, 58°04'29"W), Oct-Dic 1883, varios (Gibson 1885: Reportado como relativamente frecuente; un nido encontrado. No se detallaron coordenadas.); ca. 1885, 2 (Collar et al. 1992: Dos especímenes en BMNH [posiblemente colectados por Gibson según comentarios en pie de página en su nota de 1885]. Collar et al. no proporcionan coordenadas); **ROCHA:** 4) **Ruta 15, unos 20 km al NW de San Luis al Medio**, 11 Dic 2012, 1 (F. Ocampo y Á. Jaramillo in litt. 2015: macho fotografiado); **SAN JOSÉ:** 5) **Playa Pascual**, unos 7 km al W de Ciudad del Plata (ca. 34°44'51"S, 56°28'01"W), 12 Oct 1986, 1 (Arballo y Gambarotta 1987: macho fotografiado. No se proporcionaron coordenadas).

Anexo 3: Registros publicados e inéditos de Pato Criollo (*Cairina moschata*)

ARTIGAS: 1) **Barra del Arroyo Tigre** (30°36'57"S, 57°49'55"W), 6 Mar 1960, 1 (Cuello y Gerzenstein 1962: 1 ejemplar colectado por la Sociedad Taguató); 2) **Estancia San Pedro** (Arrocera Conti), Río Uruguay (ca. 30°30'44"S, 57°49'54"W), 7 Nov 1996, 9 (Azpiroz y Menéndez 2008); 3) **Isla del Zapallo** (ca. 30°29'50"S, 57°52'18"W), 28-29 Mar 1997, 4 (Arballo y Cravino 1999: un macho y tres hembras); 4) **La**

Palma, bañado sobre el Río Cuareim (30°17'32"S, 57°21'02"W), 31 Oct 2010, 2 (A. Azpiroz obs. pers.); 18 Ene 2013, 1 (D. Presa in litt. 2015); 5) **Granja Perroni**, Río Uruguay (30°26'35"S, 57°46'37"W), 28 Mar 2010, 1 (G. Cortés in litt. 2014: macho); **CERRO LARGO**: 6) **Confluencia Río Tacuarí y Arroyo Campamento** (ca. 32°41'03"S, 53°58'05"W), Dic 1980 y Ene 1990, 1 (F. Lezica Alvear en Arballo y Cravino 1999: macho); 7) **Paso Aguiar, Río Negro**, Ruta 26 (32°17'10"S, 54°49'50"W), 3 Nov 1994, s/d (A. Martínez Viera en Arballo y Cravino 1999); 8) **Paso Mazangano, Río Negro**, Ruta 44 (32°06'37"S, 54°40'02"W), 3 Abr 1996, s/d (S. Claramunt en Arballo y Cravino 1999: el dato original no especifica el departamento en cuestión para la localidad; asignada arbitrariamente aquí a Cerro Largo); 9) **Paso Centurión, Río Yaguarón** (ca. 32°08'34"S, 53°43'33"W), 25 Feb 1999, 5 (Azpiroz y Menéndez 2008); (32°07'54"S, 53°43'59"W), 26 Set 2014, 1 (M. Abreu in litt. 2015: en vuelo); (32°08'21"S, 53°43'49"W), 14-15 Feb 2015, 1 (A. Azpiroz y J. L. Menéndez obs. pers.: macho); 10) **Paso Paiva, Río Yaguarón** (32°09'05"S, 53°43'20"W), 7 Dic 2006, 2 (Azpiroz y Menéndez 2008); **DURAZNO**: 11) **Alrededores de Paso Ramírez** (32°30'18"S, 55°30'20"W), 29 Nov 1996, s/d (A. Martínez Viera en Arballo y Cravino 1999); 12) **La Teja**, 17 km al sureste de San Gregorio de Polanco (32°40'30"S, 55°39'50"W), 6 Oct 2017, 2 (A. B. Azpiroz obs. pers.: una pareja determinada como silvestre por comportamiento, voló en dirección al río Negro); **PAYSANDÚ**: 13) **Laguna Agua Dulce, Rincón de Pérez** (32°10'02"S, 57°24'55"W), 6 Abr 2013, 2 (F. A. Varietti in litt. 2014); **RIVERA**: 14) **Río Tacuarembó Grande**, 8 km al norte de Paso del Cerro (31°24'53"S, 55°47'59"W), 12 Set 2013, 1 (J. C. Rudolf in litt. 2015: macho); **ROCHA**: 15) **Balneario La Esmeralda** (34°09'26"S, 53°41'32"W), 20 Jul 2000, 1 (Azpiroz y Menéndez 2008: en vuelo); **TACUAREMBÓ**: 16) **Río Tacuarembó, tramo Ansina-Paso Ramírez** (ca. 70 km) (31°52'30"S, 55°28'11"W-32°30'09"S, 55°30'20"W), 23-29 Nov 1996, 6 (A. Martínez Viera en Arballo y Cravino 1999); 11) **Alrededores de Paso Ramírez** (32°30'09"S, 55°30'20"W), 29 Nov 1996, s/d (A. Martínez Viera en Arballo y Cravino 1999); 17) **Rincón de Zamora**, al norte de Paso Ramírez (ca. 32°22'52"S, 55°32'39"W), 27 Nov 2006, 1 (Azpiroz y Menéndez 2008); 18) **30 km Sureste de Clara** (32°19'52"S, 55°26'20"W), 22 Mar 2011, 1 (S. Carvalho in litt. 2015); 19) **Rinconada de Clara**, 17 km al sureste de Clara (32°21'27"S, 55°38'03"W), 8 Nov 2015, 4 (A. B. Azpiroz y E. Méndez obs. pers.); (32°21'48"S, 55°38'11"W), 7 Nov 2017, 2 (A. B. Azpiroz obs. pers.: 1 macho junto a otro macho joven o hembra); 20) **Ruta 5 km 348**, cerca del Chorro de Agua Fria (32°04'56"S, 56°03'41"W), 16 Ene 2017, 1 (P. Fernández in litt. 2017); **TREINTA Y TRES**: 21) **Enrique Martínez, Río Cebollatí** (ca. 33°12'18"S, 53°47'17"W), Abr-Set 1984, s/d (J.C. Gambarotta en Azpiroz y Menéndez 2008: observado frecuentemente sin determinar abundancia); Dic 2011, 1 (M. Abreu in litt. 2015: en vuelo); 22) **Isla del Padre, Río Cebollatí** (ca. 33°11'02"S, 53°41'45"W), 4 Dic 1999, 2 (C. Calimares en Azpiroz y Menéndez 2008: hembras).

Anexo 4: Registros publicados e inéditos de Albatros Real del Norte (*Diomedea sanfordi*)

Registros correspondientes a ejemplares depositados en el Museo Nacional de Historia Natural de Montevideo (MNHNM) y ejemplares anillados en sus colonias de reproducción y recapturados en Uruguay. Estos últimos corresponden a aves capturadas incidentalmente en palangre pelágico (DINARA datos inéditos).

TALUD: 1) 35°43'S, 52°49'W, 21 May 2004, 1 (Jiménez et al. 2008: individuo depositado en colección científica (MNHN). Cráneo.); 2) 36°55'S, 53°31'W, 23 Jul 2005, 1 (Jiménez et al. 2008: individuo depositado en colección científica (MNHNM). Ejemplar entero); 3) 36°28'S, 52°35'W, 9 May 2009, 1 (DINARA datos inéditos: individuo anillado en Taiaroa Head, Nueva Zelanda como pichón en 1997; L. Perriman in litt. 2012); 4) 36°30'S, 53°32'W, 8 Jul 2011, 1 (DINARA datos inéditos: individuo anillado en Taiaroa Head, Nueva Zelanda como pichón en 2005; L. Perriman in litt. 2012); 5) 36°25'S - 53°24'W, 14 Jun 2011, 1 (DINARA datos inéditos: Individuo anillado en Middle Sister, Islas Chatham; Graeme Taylor y Mala Nesaratnam in litt 2012).

Anexo 5: Registros publicados e inéditos de Albatros Errante (*Diomedea exulans*)

Registros de ejemplares anillados en colonia de reproducción observados desde barcos de pesca en Uruguay (DINARA datos inéditos).

TALUD: 1) 35°09'S, 52°02'W, 2 Nov 2011, 1 (M. Abreu obs. pers.: individuo anillado en Bird Island, Georgia del Sur (A. G. Wood in litt. 2011) y observado desde un barco de pesca en Uruguay); **AGUAS PROFUNDAS**: 2) 36°03'S, 52°01'W, 5 Oct 2010, 1 (S. Jiménez obs. pers.: individuo anillado en Bird Island, Georgia del Sur [A. G. Wood in litt. 2015] y observado desde un barco de pesca en Uruguay); 3) 36°16'S, 51°27'W, 16 Dic 2015, 1 (DINARA datos inéditos: individuo anillado en Bird Island, Georgia del Sur (A. G. Wood in litt. 2016) y observado desde un barco de pesca en Uruguay).

Anexo 6: Registros publicados e inéditos de Albatros Pico Amarillo (*Thalassarche chlororhynchos*)

COSTA: 1) **Punta del Este** (ca. 34°57'S, 54°56'W), 13 Ago 1967, 10 (Achaval 1967: individuos muertos varados en costa); 2) **Barra de la Laguna de Rocha** (ca. 34°40'S, 54°16'W), 27 May 1990, 1 (Arballo y Cravino 1999: individuo muerto varado en costa); 3) **Costa Azul**, Rocha (34°38'S, 54°09'), 2 Nov 2007, 1 (M. Abreu obs. pers.: individuo muerto varado en costa); 4) **Bahía Chica, La Paloma**, Rocha (34°39'S, 54°09'), 31 Mar 2008, 1 (M. Abreu obs. pers.: individuo muerto varado en costa); 5) **La Pedrera**, Rocha (34°35'S-54°07'), 2 Mayo 2010, 1 (M. Abreu obs. pers.: individuo muerto varado en costa); **PLATAFORMA:** 6) s/d, 1959-1964, s/d (Thurston 1982: observado durante dos transectas en números bajos entre los 34°-38°S. El recorrido de la transecta n°1 en esta franja latitudinal se ubica casi exclusivamente en Uruguay); 7) s/d, 23 Feb 1993, 450 (Curtis 1994: contados en 3h; más de 300 asociados a cinco barcos arrastreros); **TALUD:** 8) 34°50'S, 53°31'W, 10 Abr 1995, 250 (Stagi et al. 1998, Arballo y Cravino 1999: asociados a barco de palangre); 9) 36°14'S, 52°48'W, 10 Mar 2006, 3 (Jiménez y Domingo 2009: asociados a barco de palangre pelágico); 10) 35°29'S, 51°57'W, 21 Abr 2007, 2 (Abreu et al. 2010: asociados a barco de palangre pelágico); **TALUD Y AGUAS PROFUNDAS:** 11) Área entre 34°55', 36°04'S y entre 51°52', 52°46'W, Abr 2005, Nov 2005, May 2006, Dic 2007 (Jiménez y Domingo 2007, Jiménez et al. 2010: capturados incidentalmente en palangre pelágico).

Anexo 7: Registros publicados e inéditos de Petrel Atlántico (*Pterodroma incerta*)

COSTA: 1) **La Coronilla** (ca. 33°54'S, 53°30'W), 28 Jun 1969, s/d (Cuello 1975: comunicación personal de L.R. Brownell en Cuello 1975); 24 Oct 1990, 1 (Arballo y Cravino 1999: individuo muerto varado en costa); 2) **Arachania, Rocha** (34°36'S, 54°08'W), 25 Feb 2006, 7 (M. Abreu obs. pers.: un individuo encontrado vivo y 6 muertos varados); **PLATAFORMA EXTERNA:** 3) 36°33'S, 53°59'W, 12 y 14 Nov 1959, 200 (Thurston 1982: observado durante transecta Georgia del Sur-Río de la Plata); **PLATAFORMA / TALUD:** 4) s/d, 23 Febrero 1993, 150 (Curtis 1994: contados a bordo del RFA Grey Rover. No representado en Fig. 4 del capítulo correspondiente a esta especie en el presente trabajo por no existir coordenadas de referencia); **TALUD:** 5) 36°S, 52°W, 21 May 1959, 1 (Tickell y Woods 1972: observado en transecta de Montevideo a Tristán da Cunha); 6) 35°29'S, 51°57'W, 21 Abr 2007, 3 (Abreu et al. 2010: asociados a barco de palangre pelágico. Registros incluidos en Fig. 4 del capítulo correspondiente a esta especie en el presente trabajo como parte de las aves observadas en 2005-2008 desde barcos de palangre pelágico [Jiménez et al. 2011]); 7) 36°44'42"S, 53°45'46" W, 24 Mayo 2013, s/d (Jiménez 2013: presencia de la especie registrada desde B/I Aldebarán); **TALUD / AGUAS PROFUNDAS:** 8) s/d, Marzo 1983, s/d (Veit 1995: al menos en 6 de las 8 transectas realizadas entre Islas de los Estados a Río de Janeiro del 9 al 17 de Marzo. Una de ellas en aguas de Uruguay. No representado en Fig. 4 del capítulo correspondiente a esta especie en el presente trabajo por no existir coordenadas de referencia); **AGUAS PROFUNDAS:** 9) 36°04'S-51°00'W, 1 Mar 2007, 30 (Jiménez et al. 2012c: asociados a barco de palangre pelágico. Registros incluidos en Fig. 4 del capítulo correspondiente a esta especie en el presente trabajo como parte de las aves observadas en 2005-2008 desde barcos de palangre pelágico [Jiménez et al. 2011]).

Anexo 8: Registros publicados e inéditos de Burrito Plomizo (*Porzana spiloptera*)

CANELONES: 1) **Barra del Arroyo Pando** (ca. 34°47'36"S, 55°52'24"W), antes 1926, 3 (Dabbene 1926b: ver "Nota 2" de la ficha correspondiente a esta especie en el presente trabajo); 2) **Jaureguiberry, Arroyo Solís Grande** (ca. 34°47'17"S, 55°23'46"W), 1, 10 Ene 1998 (Arballo y Cravino 1999); Jaureguiberry (34°47'13"S, 55°23'44"W), 3 Mar 2012, 1 (A. Azpiroz obs. pers.); 4 Mar 2012, 2 (A. Azpiroz obs. pers.: 1 individuo fotografiado); **COLONIA:** 3) Alrededores de Colonia del Sacramento (ca. 34°27'S, 57°49'W), ca. 1970 (B. Rebuffo com.pers.: espécimen naturalizado en el Museo Municipal de Colonia. Coordenadas estimadas; el autor no especificó un lugar preciso); **MALDONADO:** 2) **Barra del Arroyo Solís Grande** (ca. 34°47'27"S, 55°23'53"W), 22 Feb 1973, 1 (Escalante 1980, 1983: 1 inmaduro colectado por D. Carrera luego de importante creciente, Colección Guazubirá. Esta colección fue incorporada a la colección del MNHN; en ese momento varios especímenes fueron descartados por su mal estado de conservación); 4) **Arroyo Maldonado** (ca. 34°53'S, 54°54'W), 7 Jun 1995, 1 (H. Larrosa en Arballo y Cravino 1999); **MONTEVIDEO:** 5) **Bañados de Carrasco** (ca. 34°49'S, 56°03'W), 1925, 2 (Torres de la Llosa 1926: 1 macho y 1 hembra capturados y llevados al Zoológico de Villa Dolores); 2 Mar 1997, 1 (J. Antía en Arballo y Cravino 1999); 6)

Área Protegida con Recursos Manejados Humedales del Santa Lucía (ca. 34°47'14"S, 56°19'06"W), 7 Abr 2012, 2 (A. Azpiroz obs. pers.); 29 Jun 2013, 3 (A. Azpiroz y J. Menéndez obs. pers.: 1 individuo grabado); 2 Set 2014, 1 (A. Azpiroz obs. pers.); **ROCHA: 7) Refugio de Fauna Laguna de Castillos** (ca. 34°22'S, 53°51'W), 25 Jun 2003, 1 (J. C. Gambarotta in litt. 2015); **SAN JOSÉ: 8) Playa de Balneario Kiyú** (ca. 34°42'S, 56°43'W), 2003, 1 (A. Rinderknecht in litt. 2015: 1 encontrado muerto y depositado en MNHNM).

Anexo 9: Registros publicados e inéditos de Chorlo Cabezón (*Oreopholus ruficollis*)

CANELONES: 1) **Laguna del Cisne** (34°45'11"S, 55°49'28"W), 13 May 1962, s/d (E. Gómez-Haedo, ejemplar 1724 del MNHN); 2) **Aeropuerto de Carrasco** (34°49'49"S, 56°01'28"W), 21 Abr 2014, ≥1 (G. M. Ksiazienicki en Ecogestros #150573); **CERRO LARGO:** 3) **Arbolito** (32°35'54"S, 54°14'08"W), 26 Abr 2017, 2 (S. Carvalho in litt. 2017); **COLONIA:** 4) **Estancia Anchorena**, Barra de San Juan (ca. 34°16'28"S, 57°57'24"W), s/d, 1 (Teague 1955, ejemplar MS 1948 colección Anchorena); 5) **Arroyo Limetas**, Conchillas (34°09'58"S, 58°06'10"W), 22 Abr 1968, 1 (D. Carrera, ejemplar 3936 del MNHN); 6) **Martín Chico** (34°08'08"S, 58°04'15"W), 5 Ago 1964, 1 (R. Praderi, ejemplar 3595 del MNHN); 15 Jul 1964, 1 (D. Carrera, ejemplar 3627 del MNHN); 7) **Proximidades de Rosario** (34°15'33"S, 57°20'24"W), 10 May 2014, 59 (L. Liguori y R. Tosi in litt. 2014, en rastrojo de soja); **DURAZNO:** 8) **20 km al este de Cerro Chato** (33°06'05"S, 55°16'49"W), 6 Jul 2011, 46 (S. Carvalho y J. C. Rudolf in litt. 2015); **FLORES:** 9) **Estancia Santa Ana** (ca. 33°49'23"S, 57°04'47"W), 18 y 21 May 1893, algunos (Aplin y Sclater 1894); 10) **Alrededores del Pueblo Arroyo Grande** (33°39'11"S, 57°07'29"W), Jun 1970, 1 (R. Saccone, ejemplar 2246 del MNHN); 29 May 1971, 1 (R. Saccone, ejemplar 2430 del MNHN); 8 Ago 1971, 1 (R. Saccone, ejemplar 2447 del MNHN); 11) **Cerro Colorado I** (33°43'08"S, 56°50'07"W), 14 Jun 1958, 2 (E. Gómez-Haedo, 2 ejemplares 897 y 898 del MNHN); 12) **Cerro Colorado II** (33°44'48"S, 56°40'13"W), 14 Jun 2017, 180 (S. Carvalho y P. Rivero in litt. 2017); 22 Jun 2017, 60 (S. Carvalho y P. Rivero in litt. 2017); 13) **6 km al Sureste de Juan José Castro** (33°34'15"S, 56°37'49"W), Jul 2014, 15 (J. C. Rudolf in litt. 2015); 14) **Cuchilla Villasboas**, cerca de ruta 14 (33°28'42"S, 56°44'05"W), 5 May 1965, 2 (D. Carrera, 1 ejemplar colectado, 3693 en MNHN); 15) **10 km Noroeste de Ismael Cortinas** (33°55'25"S, 56°58'54"W), Jul 2014, 14 (J. C. Rudolf in litt. 2015); 16) **Ruta 3, km 210** (ca. 33°27'28"S, 57°00'44"W), 17 Jul 2017, >25 (P. Rinaldi in litt. 2017); **FLORIDA:** 17) **Estancia Santa Ema** (33°56'S, 55°45'W), 18 Jun 2006, 40 (A. Carriquiry in litt. 2007, en dos grupos 15 y 25); 18) **Unos 10 km al oeste de San Pedro de Timote** (ca. 33°48'14"S, 55°46'51"W), 27 May 2013, 140 (E. Lessa in litt. 2013, en rastrojo de soja); 8 Jul 2014, 120 (E. Lessa in litt. 2014, en rastrojo de soja); s/d, ca. 135 (E. Lessa in litt. 2015); 2 Jun 2015, 140 (E. Lessa y C. Prevett in litt. 2015); 19) **Ruta 6, km 160** (33°26'05"S, 55°38'26"W), 23 May 1988, s/d (A. Carriquiry in litt. 2007, bandada numerosa junto con *Neoxolmis rufiventris*); 20) **4 km oeste de Pintado** (33°51'11"S, 56°22'21"W), 5 Jun 2015, 60 (S. Carvalho, J. C. Rudolf y P. Fernández in litt. 2015); **LAVALLEJA:** 21) **Alrededores del Arroyo La Calera**, Cuchilla de Medina, cerca de Minas (34°14'17"S, 55°17'55"W), 19 Jun 1995, 5 (A. Azpiroz obs. pers.); **MALDONADO:** 22) **Alrededores del Balneario Solís** (ca. 34°47'20"S, 55°22'23"W), <1978, s/d (Gore y Gepp 1978, observado en grupos diseminados todos los inviernos); 23) **Gregorio Aznarez** (34°43'35"S, 55°23'22"W), 15 Jul 2017, 7 (G. Fernández in litt. 2017); 24) **Av. Américas Unidas entre Punta Negra y Ruta Interbalnearia** (34°51'44"S, 55°09'58"W), 14 May 2017, 82; 18 Jun 2017, 4 (G. Fernández in litt. 2017); (34°51'43,9"S, 55°10'11,3"W), 21 Jun 2017, ≥3 (G. Gil en Ecogestros #585103); (34°52'05"S, 55°10'41"W), 2 Jul 2017, 46 (T. Rabau in litt. 2017); 25) **Alrededores de la Ciudad de Maldonado** (ca. 34°54'11"S, 54°57'41"W), 1833, s/d (Gould 1841); 26) **Barra Laguna de José Ignacio** (34°50'32"S, 54°40'23"W), 8 Jul 1962, 1 (R. Escalante, ejemplar 5192, del MNHN); 27) **Ruta 9, km 171** (34°42'23"S, 54°35'39"W), 2 Jul 1998, 26 (A. Azpiroz obs. pers.); **MONTEVIDEO:** 28) **Punta Yeguas** (34°53'47"S, 56°18'27"W), May 2013, 1 (C. Calimares in litt. 2015); **ROCHA:** 29) **Sector noreste Laguna de Rocha** (34°33'54"S, 54°13'32"W), 10 May 2013, 25 (T. Rabau in litt. 2017); 30) **Laguna de las Nutrias** (34°40'49"S, 54°17'41"W), 25 May 2006, 20 (H. Caymaris y M. Alfaro obs. pers.); 3 Jul 2006, 93 (H. Caymaris y M. Alfaro obs. pers.); 14 Jul 2006, 28 (T. Rabau, CNA 2006-Wetlands International); 3 Ago 2006, 66 (H. Caymaris y M. Alfaro obs. pers.); 17 Jul 2007, 3 (T. Rabau, CNA 2007-Wetlands International); 19 Jul 2008, 3 (T. Rabau, CNA 2008-Wetlands International); 20 May 2017, 9 (grupo alimentándose en campo natural; T. Rabau in litt. 2017); 21 May 2017, 56 (A. Azpiroz obs. pers.); 20 Jun 2017, 93 (grupo disperso alimentándose en campo natural, T. Rabau in litt. 2017); 31) **Ruta 10, a 7 km al oeste de Laguna de Rocha** (34°42'56"S, 54°23'57"W), 19 Ago 2006, s/d (Alfredo Rocchi in litt. 2007, muchos individuos junto con *Charadrius modestus*); 32) **Laguna Garzón** (34°47'31"S, 54°33'27"W), 19 Jun 1959, 1 (R. Saccone, ejemplar 2986 del MNHN); 33) **Alrededores Laguna de Castillos** (34°20'09"S, 53°50'38"W), 8 Ago 2011, 8 (T. Rabau, CNA 2011-Wetlands International); 34) **Ruta 10 a Valizas** (km 272 de la Ruta 10) (34°19'12"S, 53°49'35"W), 21 Jun 1959, 1 (R. Saccone, ejemplar 2976 del MNHN); 35) **Unos 5 km al oeste de Aguas**

Dulces (ca. 34°17'17"S, 53°49'39"W), 27 Ago 2007, >50 (C. Calimares in litt. 2007); 36) **Ruta 9, km 240** (34°18'23"S, 54°01'27"W), 21 (A. Azpiroz obs. pers.); 37) **Cerro Verde** (33°56'43"S, 53°30'25"W), 10 Abr 2009, 1 (L. Liguori y M. Alfaro obs. pers.); 38) **Sierra de los Ajos** (33°42'35"S, 53°56'25"W), 14 Jun 2016, >30 (M. Abreu in litt. 2016); **SALTO:** 39) **Unos 10 km al noroeste del Cerros de Vera** (31°32'20"S, 56°53'38"W), 22 Jul 2005, 35 (A. Azpiroz obs. pers., en dos grupos 20 y 15); 21 Jul 2004, 25 (A. Azpiroz obs. pers.); 40) **Unos 6,5 km al noroeste de Cerros de Vera** (ca. 31°34'22"S, 56°52'28"W), 21 Abr 2010, 12 (A. Azpiroz obs. pers., en campo natural); 4-5 May 2013, ca. 45 (E. Lessa in litt. 2013, en campo natural); 15 Jun 2017, 10 (A. Azpiroz obs. pers.); 41) **Unos 4,5 km al noroeste de Cerros de Vera** (31°35'35"S, 56°51'34"W), 15 Jun 2017, 22 (A. Azpiroz obs. pers.); 42) **Unos 5 Km al oeste de Cerros de Vera** (31°36'23"S, 56°51'20"W), 27 May 2005, 1 (A. Azpiroz obs. pers., en vuelo); 15 Jul 2005, 50 (A. Azpiroz obs. pers., un solo grupo disperso); 43) **Unos 6,5 km al suroeste de Cerros de Vera** (ca. 31°39'15"S, 56°51'25"W), 21 Ago 2009, 22 (A. Azpiroz obs. pers.); 1 Jun 2011, 1 (A. Azpiroz obs. pers.); (31°39'22"S, 56°51'21"W), 14 Jun 2017, >52 (A. Azpiroz obs. pers., al menos 3 grupos de 16, 14 y 22 individuos); 15 Jun 2017, >90 (A. Azpiroz obs. pers., al menos dos grupos totalizando 48, pero más de 90 observados en la mañana en el área); 44) **Estancia El Tapado I** (ca. 31°40'S, 56°44'W), 28 Ago 1995, 5 (Venzal et al. 2011, J. M. Venzal in litt. 2015); 5 Ago 1997, 50 (Venzal et al. 2011, J. M. Venzal in litt. 2015, en pequeños grupos de 5 y 15); 45) **Estancia El Tapado II** (31°36'51"S, 56°45'55"W), 31 May 2003, 16 (S. Claramunt y O. Blumetto in litt. 2007); 46) **Unos 1,5 km al sur de Arerunguá** (31°40'20"S, 56°37'07"W), 28 May 2005, 8 (A. Azpiroz obs. pers., en vuelo); **SAN JOSÉ:** 47) **Arroyo Carreta Quemada** (34°11'04"S, 56°32'52"W), 13 Ago 1957, 2 (E. Gómez Haedo, ejemplares 187 y 188 del MNHN); 48) **Playa Penino** (34°45'51"S, 56°25'30"W), 25 Ago 1970, 32 (Gore y Gepp 1978); **SORIANO:** 49) **Ruta 2, unos 20 km antes de Mercedes** (ca. 33°25'07"S, 57°56'25"W), 19 Jun 2015, ≥20 (P. Rinaldi in litt. 2017); 50) **Establecimiento Santa Inés**, Ruta 96 entre Cañada Nieto y Dolores (ca. 33°37'59"S, 58°10'25"W), 18 Jul 2015, ≥34 (E. Mattei in litt. 2017); 51) **Unos 7 Km al oeste de La Concordia** (33°34'45"S, 58°20'48"W), 22 Jul 2017, >100 (E. Mattei in litt. 2017); **TACUAREMBÓ:** 52) **Cuchilla de Peralta** (32°34'04"S, 56°27'05"W), 25 Jul 2013, 18 (S. Carvalho y J. C. Rudolf in litt. 2015); 53) **Paraje Pampa, Ruta 5** (32°13'44"S, 56°13'23"W), 4 May 2015, 30 (J. C. Rudolf in litt. 2015).

Anexo 10: Registros publicados e inéditos de Playero Rojizo (*Calidris canutus*)

CERRO LARGO: 1) **Alrededores desembocadura del Río Tacuarí** (ca. 32°45'55"S, 53°18'30"W), Mar 1997, 60 (Rocha Sagrera 2000); Jul 1997, 7 (Rocha Sagrera 2000); **MALDONADO:** 2) **Alrededores del Faro de José Ignacio** (34°50'44"S, 54°37'48"W), 30 Set 1992, 3 (T. Rabau in litt. 2014, 2 plumaje básico y 1 intermedio); 15 Abr 2001, 80 (T. Rabau in litt. 2014, algunos en plumaje alterno); 13 Abr 2002, 5 (T. Rabau in litt. 2014, 2 plumaje básico, 3 intermedio); 12 Feb 2009, 1 (T. Rabau in litt. 2014, plumaje básico); 29 Abr 2009, 1 (T. Rabau in litt. 2014, plumaje básico); 15 Feb 2010, 4 (T. Rabau in litt. 2014, plumaje básico); 10 Nov 2010, 23 Nov 2010 y 18 Feb 2011, 1 (T. Rabau in litt. 2014); (ca. 34°50'43"S, 54°37'56"W), 24 Feb 2009, 20 (A. Rocchi in litt. 2014); 3) **Alrededores desembocadura de la Laguna José Ignacio** (ca. 34°50'33"S, 54°40'20"W), s/d, > 200 (Vaz-Ferreira 1986); Set 1992, 3 (T. Rabau en Aldabe et al. 2015); 9 Oct 1996, 8 (A. Azpiroz obs. pers., con W. Cabrera y H. Berriel); 6 Abr 1997, 2 (T. Rabau in litt. 2014); 27 Ago 1998 y 4 Mar 1999, 2 (A. Azpiroz obs. pers.); 14 Abr 2000, 2 (T. Rabau in litt. 2014, 1 plumaje básico, 1 casi alterno); 15 Abr 2001, 24 (T. Rabau in litt. 2014, algunos en plumaje alterno); 13 Abr 2002, 6 (T. Rabau in litt. 2014, adquiriendo plumaje alterno); 27 Dic 2002 y 7 Ene 2003, 1 (T. Rabau in litt. 2014, plumaje básico); 6 Abr 2003, 10 (T. Rabau in litt. 2014, 3 plumaje alterno, 7 básico); 15 Mar 2004, 3 (T. Rabau in litt. 2014, plumaje intermedio); 19 Abr 2004, 1 (T. Rabau in litt. 2014, plumaje alterno); 1 Nov 2006, 24 (T. Rabau in litt. 2014, plumaje básico); 4 Set 2009, 14 (T. Rabau in litt. 2014, con G. Nunn y D. Futuyma, 2 con restos de plumaje alterno); 6 Set 2009, 11 (T. Rabau in litt. 2014, 2 con restos de plumaje alterno); 15 Set 2014, 4 (T. Rabau in litt. 2014, 1 bandera verde (70P en negro)); 4) **Humedales del Arroyo Maldonado** (34°54'33"S, 54°53'30"W), 7 Set 2010 y 2 Set 2013, 1 (T. Rabau in litt. 2014); 5) **Punta del Este** (34°57'24"S, 54°56'32"W), 2 Ene 2005, 1 (T. Rabau in litt. 2014); 6) **Punta Colorada-Punta Negra** (34°53'59"S, 55°14'56"W), 12 Feb 2006, 2 (M. Bentancur, CNA 2006-Wetlands International); 7) **Desembocadura del Arroyo Tarariras, Las Flores** (ca. 34°49'02"S, 55°19'40"W), 3 Nov 2013, 1 (E. Lessa in litt. 2014); **MONTEVIDEO:** 8) **Desembocadura del Arroyo Carrasco** (34°52'37"S, 56°01'16"W), Dec 1958, 1 (depositado en MNHN; Aldabe et al. 2015); Oct 2008, 1 (Caballero Sadi 2009); 9) **Punta Yeguas** (34°53'48"S, 56°18'27"W), 4 Set 2013, 3 (C. Calimares in litt. 2013); **ROCHA:** 10) **Ensenada del Bonete, Laguna Garzón** (34°45'24"S, 54°32'24"W), 6 Dic 2009, 15 (T. Rabau in litt. 2014); 11) **Alrededores de la Barra de la Laguna de Rocha** (ca. 34°40'52"S, 54°16'10"W), 9 Oct 1996, 7 (A. Azpiroz obs. pers.); 17 feb 1997, 37 (A. Azpiroz obs. pers.); 31 Mar 1998 y 23 Abr 1998, 3 (A. Azpiroz obs. pers.); 22 May 1998, 2 (A. Azpiroz obs. pers.); 8 Jul 1998 y 16 Set 1998, 1 (A. Azpiroz obs. pers.); 30 Abr 1999, 279 (A. Azpiroz obs.

pers.); 27 May 1999, 1 (A. Azpiroz obs. pers.); 12 Nov 1999, 6 (A. Azpiroz obs. pers.); (34°40'48"S, 54°16'14"W), Abr 2002, 1 (depositado en el MNHN); Mar 2004, 19 (M. Abreu en Aldabe et al. 2015); Nov 2005, 10 (M. Abreu en Aldabe et al. 2015); Mar 2006, 9 (M. Abreu en Aldabe et al. 2015); Abr y May 2006, 1 (M. Abreu en Aldabe et al. 2015); Oct 2006, 4 (M. Abreu en Aldabe et al. 2015); 9 Nov 2006, 1 (T. Rabau in litt. 2014, plumaje básico); (34°40'46"S, 54°16'17"W), Feb 2007, 7 (T. Rabau en Aldabe et al. 2015); 5 Abr 2007, 6 (A. Rocchi in litt. 2014); 14 Abr 2007, 5 (A. Rocchi in litt. 2014); (34°40'57"S, 54°16'23"W), 28 Ene 2008, 6 (T. Rabau in litt. 2014, plumaje básico); Oct 2008, 3 (M. Abreu en Aldabe et al. 2015); 11 Set 2009, 5 (A. Rocchi in litt. 2014); (ca. 34°40'52"S, 54°16'10"W), 14 Oct 2010, 3 (A. Rocchi in litt. 2014, otro grupo de individuos observados sin determinar número); (34°40'46"S, 54°16'17"W), 18 Abr 2011, 2 (A. Rocchi in litt. 2014); (34°40'57"S, 54°16'23"W), 18 Oct 2014, 5 (T. Rabau in litt. 2014, con G. Fernández y L. Colombino); (34°40'53"S, 54°16'21"W), 15 Jul 2007, 1 (J. Lenzi, A. Lanfranconi, H. Caymaris, M. Abreu y M. Alfaro, CNA A 2007 Wetlands International); 6 Feb 2008, 4 (F. García Olayo y M. Alfaro, CNA A 2008 Wetlands International); 10 Feb 2010, 11 (M. Abreu, CNA A 2010 Wetlands International); 16 Feb 2014, 1 (M. Abreu, CNA A 2014 Wetlands International); 9 Set 2005, 4 (M. Alfaro obs. pers.); 2 Mar 2006, 34 (M. Alfaro obs. pers.); 22 Mar 2006, 5 (M. Alfaro obs. pers.); 17 Abr 2006, 11 (M. Abreu in litt. 2014); 12 May 2006, 10 Mar 2007, 16 Jul 2007 y 20 Dic 2007, 1 (M. Alfaro obs. pers.); 19 Oct 2008, 4 (M. Alfaro obs. pers.); 12) **Unos 1,2 km al NE de la Barra de la Laguna de Rocha** (34°40'25"S, 54°16'01"W), 6-7 Mar 2011, 68 (A. Rocchi in litt. 2014); 13) **Isla Grande(=Isla La Paloma), La Paloma** (ca. 34°39'22"S, 54°08'41"W), 14 Dic 1951, 7 (Teague 1955); 14) **Puerto de La Paloma** (ca. 34°39'12"S, 54°08'26"W), s/d, 1 (depositado en la colección del MNHN en Aldabe et al. 2015); Set 1960, 1 (depositado en la colección del MNHN en Aldabe et al. 2015); Mar 2002, varios grupos (M. Abreu com. pers. en Aldabe et al. 2015); Ago 2003, 1 (M. Abreu com. pers. en Aldabe et al. 2015); Mar 2004, varios individuos (M. Abreu com. pers. en Aldabe et al. 2015); Abr 2004, 54, 27, 70 (M. Abreu com. pers. en Aldabe et al. 2015); May 2004, 70, 10 (M. Abreu com. pers. en Aldabe et al. 2015); May 2005, 7 (M. Abreu com. pers. en Aldabe et al. 2015); Abr 2006, 95 (M. Abreu com. pers. en Aldabe et al. 2015); Mar 2008, 18, 8 (M. Abreu com. pers. en Aldabe et al. 2015); May 2008, 1 (M. Abreu com. pers. en Aldabe et al. 2015); Oct 2008, 2 (M. Abreu com. pers., en Aldabe et al. 2015); 13 Oct 2010, 2 (A. Rocchi in litt. 2014); 15) **Isla La Tuna, La Paloma** (ca. 34°39'45"S, 54°08'56"W), 6 Abr 2008, 1 (A. Rocchi in litt. 2014); 16) **Boca de la Laguna de Castillos** (ca. 34°21'30"S, 53°52'11"W), Mar 1991-1998, ≤ 5 (Gambarotta et al. 1999, grupos de hasta 5 observados en el período Oct-Mar); 17) **Costa Este Laguna de Castillos** (ca. 34°19'39"S, 53°53'21"W), Mar 1991-1998, ≤ 5 (Gambarotta et al. 1999, grupos de hasta 5 observados en el período Oct-Mar); 18) **Alrededores Laguna de Castillos** (ca. 34°20'31"S, 53°50'25"W), 7 Mar 2002, 2 (T. Rabau in litt. 2014); 19) **Cabo Polonio** (ca. 34°24'17"S, 53°46'41"W), 21 Set 1953, 2 (Vaz-Ferreira y Gerzenstein 1961); Mar 2006, grupos de 20-30 (C. Calimares com. pers. en Aldabe et al. 2015); 18 Abr 2007, 1 (C. Calimares in litt. 2007); (34°24'S, 53°48'W), Abr 2007, 26 y 35 (C. Calimares com. pers. en Aldabe et al. 2015); 20) **Isla Verde, La Coronilla** (33°56'14"S, 53°29'22"W), 16 Feb 1953, 2 (Vaz-Ferreira y Gerzenstein 1961, ejemplares colectados y depositados en la colección de Vertebrados de la Facultad de Ciencias, además numerosos otros individuos observados); 17 Feb 2006, 36 (P. Laporta, CNA A 2006 Wetlands International); 21) **Pesquero Cerro Verde, La Coronilla** (33°55'32"S, 53°30'30"W), 4 Ago 2004, 30 (J. Lenzi in litt. 2014, la mayoría en plumaje nupcial); 22) **Franja desde Canal Andreoni a Barra del Chuy** (33°54'13"S, 53°30'38"W a 33°40'40"S, 53°22'14"W, salvo otras coordenadas precisas incluidas abajo para registros individuales), 26 Ene 1953, >2000 (Vaz-Ferreira y Gerzenstein 1961); Oct 1972, 1 (depositado en la colección del MNHN; Aldabe et al. 2015); Abr 1990, 2 (depositados en la colección del MNHN; Aldabe et al. 2015); Unos 2,5 km al SW de la Barra del Chuy (33°45'34"S, 53°23'18"W), 17 Abr 2003, 9 (T. Rabau in litt. 2014, 4 adquiriendo plumaje alterno); Abr 2004, 50 (S. Alvarez en Aldabe et al. 2015); (33°53'54"S, 53°30'30"W), 5 Mar 2005, >75 (Azpiroz y Rodríguez-Ferraro 2006, tres grupos de unos 25-30 individuos cada uno. Las coordenadas de esta localidad fueron erróneamente reportadas por Azpiroz y Rodríguez-Ferraro (2006) como 33°54'N, 53°30'W.); Mar 2005, 4, 40, 200 (S. Alvarez en Aldabe et al. 2015); Abr 2005, 400, 11, 140 (S. Alvarez en Aldabe et al. 2015); Abr 2007, 71, 3 (S. Alvarez en Aldabe et al. 2015); Unos 2,5 km al NE de La Coronilla (33°52'48"S, 53°29'56"W), 21 Mar 2008, 16 (N. Martínez-Curci obs. pers.); Unos 4,5 km al NE de La Coronilla (33°49'35"S, 53°27'28"W), 22 Mar 2008, 7 (N. Martínez-Curci obs. pers.); Unos 9,5 km al NE de La Coronilla (33°51'52"S, 53°29'18"W), 22 Mar 2008, 3 (N. Martínez-Curci obs. pers.); Unos 8 km al SW de la Barra del Chuy (33°48'29"S, 53°26'25"W), 26 Mar 2008, 2 (N. Martínez-Curci obs. pers.); Unos 6,5 km al SW de la Barra del Chuy (33°47'59"S, 53°25'56"W), 27 Mar 2008, 47 (N. Martínez-Curci obs. pers., en otros momentos del día otros dos grupos de 18 y 3 en el mismo lugar); Unos 2,5 km al SW de la Barra del Chuy (33°46'22"S, 53°24'14"W), 28 Mar 2008, 163 (N. Martínez-Curci obs. pers., dos bandadas de 116 y 47); Abr 2008, 1, 2, 3, 4, 2 (Aldabe et al. 2015); Nov 2008, 174 (M. Abreu en Aldabe et al. 2015); Barra del Chuy (ca. 33°40'40"S, 53°22'14"W), 22 Mar 2009, 820 (Aldabe et al. 2011, mas de 100 observados

a partir del 21 Mar hasta fin de mes); 23 Mar 2009, 758 (Aldabe et al. 2011); 30 Mar 2009, 88 (N. Martínez-Curci obs. pers.); 1 Abr 2009, 62 (N. Martínez-Curci obs. pers.); 2 Abr 2009, 67 (N. Martínez-Curci obs. pers.); 3 Abr 2009, 80 (N. Martínez-Curci obs. pers.); 4 Abr 2009, 40 (N. Martínez-Curci obs. pers.); 5 Abr 2009, 57 (N. Martínez-Curci obs. pers.); 7 Abr 2009, 16 (N. Martínez-Curci obs. pers.); Barra del Chuy (ca. 33°40'40"S, 53°22'14"W), 8 Abr 2010, 1191 (Aldabe et al. 2011); 9 Abr 2009, 1 (N. Martínez-Curci obs. pers.); 11 Abr 2009, 6 (N. Martínez-Curci obs. pers.); 12 Abr 2009, 2 (N. Martínez-Curci obs. pers.); 13 Abr 2009, 3 (N. Martínez-Curci obs. pers.); 14 Abr 2009, 10 (N. Martínez-Curci obs. pers.); 23) **Desembocadura del Río Cebollatí** (33°09'07"S, 53°36'51"W), 11 feb 2007, 80 (A. Rocchi in litt. 2014); **SAN JOSÉ:** 24) **Playa Penino** (=Playa Autódromo) (ca. 34°46'06"S, 56°25'00"W), 20 Nov 1952, 1 (Vaz-Ferreira y Gerzenstein 1961, Cuello y Gerzenstein 1962, ejemplar colectado y depositado en el MNHN); 20 Nov 1958, 2 (Vaz-Ferreira y Gerzenstein 1961, Cuello y Gerzenstein 1962, ejemplares colectados y depositados en el MNHN); 19 Set 1959, 1 (Vaz-Ferreira y Gerzenstein 1961, Cuello y Gerzenstein 1962, ejemplar colectado y depositado en el MNHN); Nov 1959, 4 (depositados en el MNHN; Aldabe et al. 2015); Ene 1960, > 30 (MNHN; Aldabe et al. 2015); Nov 1960, > 50 (MNHN; Aldabe et al. 2015); Jul 1971, 1 (depositado en el MNHN; Aldabe et al. 2015); Ago 1971, 1 (depositado en el MNHN; Aldabe et al. 2015); Set 1979, 1 (depositado en el MNHN; Vaz-Ferreira y Gerzenstein 1961); Oct 1993, 30 (MNHN; Aldabe et al. 2015); Jul 2006, 2 (Aldabe et al. 2015); May 2007, 2 (D. Caballero-Sadi en Aldabe et al. 2015); Oct 2007, 2 (D. Caballero-Sadi en Aldabe et al. 2015); Nov 2007, 1 (D. Caballero-Sadi en Aldabe et al. 2015); Oct 2008, 15, 7 (D. Caballero-Sadi en Aldabe et al. 2015); 2 May 2009, 10 (G. Mondón in litt. 2009); 19 Jun 2009, 1 (G. Mondón in litt. 2009); 12 Jul 2006, 2 (S. Jiménez, A. Lanfranconi, D. Caballero, J. Aldabe y M. Alfaro, CNA 2006-Wetlands International); 20 Feb 2009, 4 (D. Caballero-Sadi, CNA 2009 Wetlands International); 11 Jul 2009, 1 (F. García, N. Zaldua, P. Vaz, V. Olivelli, E. Machin, L. Liguori y M. Alfaro, CNA 2009 Wetlands International); 11 Feb 2012, 19 (M. Alfaro y R. Tosi, CNA 2012 Wetlands International). **TREINTA Y TRES:** 25) **Laguna Merin** (ca. 33°04'S, 53°36'W), Nov 2004, 3 (Blanco et al. 2006); Abr 2008, 116 (Paulo Angolese en Aldabe et al. 2015).

Anexo 11: Registros publicados e inéditos de Gaviota Cangrejera (*Larus atlanticus*)

CANELONES: 1) **Arroyo Pando** (ca. 34°47'42"S, 55°51'40"W), 11 Jun 1961, 1 (Escalante 1970: Hembra colectada, MNHNM 1645); (ca. 34°47'45"S, 55°51'41"W), Jun 2009, 2 (D. Caballero Sadi obs. pers.: juveniles); (34°47'35"S, 55°52'28"W), 17 Feb 2008, 5 (M. Sarroca, N. Zaldua, A. Lanfranconi y M. Alfaro, CNA 2008-Wetlands International); 12 Jul 2014, 3 (G. Gerpe, G. Campaña, J. C. Castillo, CNA 2014-Wetlands International); 2) **Arroyo Solís Chico** (34°45'50"S, 55°42'05"W), 14 Jul 2005, 6 (s/d, CNA 2005-Wetlands International); 24 Ago 2009, 1 (M. Alfaro in litt. 2015, con J. Lenzi y L. Liguori); 28 Jul 2012, 1 (M. Sarroca y F. García Olasso, CNA 2012-Wetlands International); 18 Jul 2013, 2 (G. Gerpe, G. Campaña, J. C. Castillo, CNA 2013-Wetlands International); 18 Jul 2014, 5 (G. Gerpe y J. C. Castillo, CNA 2014-Wetlands International); 4 Jul 2015, 6 (J. C. Castillo, CNA 2015/Wetlands International); 14 Jul 2016, 3 (J. C. Castillo, CNA 2016/Wetlands International); **COLONIA:** 3) **Puerto Colonia Sacramento** (34°28'28"S, 57°50'39"W), 22 Jun 2010, 2 (A. B. Azpiroz obs. pers.); **MALDONADO:** 4) **Arroyo Solís Grande** (34°47'26"S, 55°23'55"W), 18 Jul 2011, 5 (J. Lenzi, CNA 2011-Wetlands International); 19 Jul 2014, 2 (G. Gerpe y J. C. Castillo, CNA 2014-Wetlands International); 5) **Balneario Las Flores** (34°49'01"S, 55°19'42"W), 28 Ene, 6 y 21 Jun, 16 Ago, 26 Oct 2017, 1 (E. Lessa in litt. 2017: el mismo individuo, fotografiado); 6) **Playa Brava, Punta del Este** (ca. 34°57'16"S, 54°55'49"W), 18 Jun 1964, 1 (Escalante 1966: 1 hembra adulta colectada, Colección RE 631); 7) **Arroyo Maldonado I** (ca. 34°54'58"S, 54°52'02"W), 17 Jul 1961, 2 (Escalante 1962); 19 May 1963, 2 (Escalante 1966: 2 hembras adultas colectadas, Colección RE 614 y RE 615); 8 Jul 1964, 2 (Escalante 1966: 1 macho adulto y 1 hembra juvenil colectadas, Colección RE 625 y RE 626); 6 Jul 1965, 1 (Escalante 1966: hembra subadulta colectada, Colección RE 637); 13 Jul 1965, 1 (Escalante 1966: 1 hembra subadulta colectada, Colección RE 638); 9 Set 1982, 28 (Escalante 1984: juveniles); 8) **Arroyo Maldonado II** (34°54'37"S, 54°52'06"W), 9 Oct 1996, 8 (A. B. Azpiroz obs. pers.); (34°54'26"S, 54°52'33"W), 19 Feb 2005, 3 (s/d, CNA 2005-Wetlands International); 8 Jul 2005, 27 (s/d, CNA 2005-Wetlands International); 3 Jul 2006, 25 (T. Rabau, CNA 2006-Wetlands International); 21 Jul 2007, 31 (T. Rabau, CNA 2007-Wetlands International); 3 Jul 2010, 53 (T. Rabau, CNA 2010-Wetlands International); 9 Jul 2011, 11 (T. Rabau, CNA 2011-Wetlands International); 14 Jul 2012, 2 (T. Rabau, CNA 2012-Wetlands International); 16 Jul 2013, 2 (T. Rabau, CNA 2013-Wetlands International); 21 Jun 2014, 20 (M. Alfaro in litt. 2015); 14 Jul 2015, 47 (T. Rabau y M. Cervetto, CNA 2015-Wetlands International); 12 Jul 2016, 1 (T. Rabau y M. Cervetto, CNA 2016-Wetlands International); (34°54'27"S, 54°52'34"W), Set 2006, 66 (D. Caballero Sadi obs. pers.: juveniles); Set 2006, 17 (D. Caballero Sadi obs. pers.: juveniles); Jul 2010, 69 (D. Caballero Sadi obs. pers.: 27 adultos, 9 inmaduros, 33 juveniles); (34°54'26"S, 54°52'33"W); 9) **Laguna José Ignacio** (ca.

34°50'17"S, 54°40'15"W), 7 Jun 1959, 1 (Vaz-Ferreira y Gerzenstein 1961: macho joven colectado (MNHNM 1320); 17 Jul 1961, 2 (Escalante 1962); 2 Jul 1994, 134 (A. B. Azpiroz obs. pers.); Jun 2001, ca. 40 (A. B. Azpiroz obs. pers.); Abr 2005, 1 (A. B. Azpiroz obs. pers.); 16 Feb 2005, 1 (s/d, CNA 2005-Wetlands International); 12 Jul 2005, 221 (s/d, CNA 2005-Wetlands International); 6 Jul 2006, 237 (T. Rabau, CNA 2006-Wetlands International); Dic 2006, 4 (A. B. Azpiroz obs. pers.); May 2007, 30 (D. Caballero Sadi obs. pers.); 21 Jul 2007, 69 (T. Rabau, CNA 2007-Wetlands International); 12 Jul 2008, 46 (T. Rabau y D. Caballero-Sadi, CNA 2008-Wetlands International); Jul 2008, 136 (D. Caballero-Sadi obs. pers.: 108 adultos, 23 inmaduros, 5 juveniles); 17 Jul 2009, 33 (T. Rabau y D. Caballero-Sadi, CNA 2009-Wetlands International); Jun 2010, 118 (D. Caballero-Sadi obs. pers.: 63 adultos, 20 inmaduros, 35 juveniles); 3 Jul 2010, 104 (T. Rabau, CNA 2010-Wetlands International); Set 2010, 24 (D. Caballero-Sadi obs. pers.: 2 adultos, 2 inmaduros, 20 juveniles); 14 Jul 2011, 60 (T. Rabau, CNA 2011-Wetlands International); 16 Jul 2012, 141 (T. Rabau, CNA 2012-Wetlands International); 12 Jul 2013, 51 (T. Rabau, CNA 2013-Wetlands International); 14 Jul 2014, 157 (T. Rabau, CNA 2014-Wetlands International); 6 Jul 2015, 52 (T. Rabau, CNA 2015-Wetlands International); 7 Jul 2016, 82 (T. Rabau, CNA 2016-Wetlands International); (ca. 34°50'33"S, 54°40'20"W), 11 Set 2004, 3 (A. B. Azpiroz obs. pers.); 31 Dic 2005, 4 (A. B. Azpiroz obs. pers.); Ene 2006, 2 (D. Caballero-Sadi obs. pers.: inmaduros); (34°50'34"S, 54°40'28"W), 4 Ene 2015, 2 (A. B. Azpiroz obs. pers. con L. Liguori: inmaduros fotografiados); 5 Ago 2017, ca. 50 (A. B. Azpiroz obs. pers.: adultos y juveniles fotografiados); (34°50'40"S, 54°40'53"W) 10 Ago 2017, 19 (A. B. Azpiroz obs. pers.: adultos y juveniles fotografiados); 10 **La Juanita** (34°50'20"S, 54°39'12"W); 17 Jun 2009, 30 (D. Caballero-Sadi obs. pers.: 6 adultos, 15 inmaduros, 9 juveniles); 11) **Laguna Garzón** (ca. 34°47'26"S, 54°33'46"W), 14 Jul 2006, 5 (T. Rabau, CNA 2006-Wetlands International); 14 Jul 2007, 20 (T. Rabau, CNA 2007-Wetlands International); 15 Jul 2011, 25 (T. Rabau, CNA 2011-Wetlands International); 13 Jul 2013, 4 (T. Rabau, CNA 2013-Wetlands International); 18 Jul 2015, 3 (T. Rabau, CNA 2015-Wetlands International); **MONTEVIDEO**: 12) **Bahía de Montevideo** (34°52'37"S, 56°01'16"W), 29 Jun 1959, 2 (E. Palerm en Vaz-Ferreira y Gerzenstein 1961: adultos); (34°53'48"S, 56°18'27"W), 8 Jul 1959, 1 (E. Palerm en Vaz-Ferreira y Gerzenstein 1961: adulto también observado en días subsiguientes); 13) **Punta Carretas** (34°55'50"S, 56°09'39"W), 7 Ago 2011, 1 (D. Niz in litt. 2015: fotografiado); 14) **La Estacada** (34°55'30"S, 56°09'03"W), Jun 2005, 1 (D. Caballero-Sadi obs. pers.: inmaduro); 11 Jul 2005, 1 (s/d, CNA 2005/Wetlands International); 15) **Arroyo Carrasco** (ca. 34°52'37"S, 56°01'19"W), 21 May 1960, 2 (Escalante 1970: juveniles colectados, Colección RE 737 y 738; la primera 1 hembra); (34°52'37"S, 56°01'19"W), May 2007, 2 (Caballero-Sadi 2009: juveniles); Playa Miramar (=Arroyo Carrasco, ca. 34°52'37"S, 56°01'19"W), 7 Jul 2005, 2 (s/d, CNA 2005/Wetlands International); **ROCHA**: 16) **Barra de la Laguna de Rocha** (ca. 34°40'52"S, 54°16'10"W), 2 Jul 1998, 52 (A. B. Azpiroz obs. pers.); 8 Jul 1998, 68 (A. B. Azpiroz obs. pers.); 23 Mar 2005, 1 (M. Alfaro in litt. 2015: con M. Sarroca, M. Clara, L. Liguori y D. Caballero-Sadi); 11 Jul 2005, 88 (s/d, CNA 2005-Wetlands International); 3 Jul 2006, 9 (M. Alfaro, CNA 2006/Wetlands International); 15 Jul 2007, 39 (J. Lenzi, A. Lanfranconi, H. Caymaris, M. Abreu y M. Alfaro, CNA 2007-Wetlands International); 4 Jul 2009, 22 (L. Liguori in litt. 2015, con M. Alfaro: 3 juveniles); 16 Jul 2010, 2 (M. Abreu, CNA 2010-Wetlands International); 5 Jul 2011, 6 (M. Abreu, CNA 2011-Wetlands International); 22 Jul 2012, 27 (M. Abreu, CNA 2012-Wetlands International); 14 Jul 2013, 39 (M. Abreu, CNA 2013-Wetlands International); 19 Jul 2014, 1 (M. Abreu, CNA 2014-Wetlands International); 17 Jul 2015, 43 (CNA 2015-Wetlands International); 17) **Puerto de La Paloma** (ca. 34°39'12"S, 54°08'30"W), s/d, 3 (M. Abreu in litt. 2007: al menos 1 inmaduro y 2 juveniles); (34°39'17"S, 54°08'27"W), 21 Jul 2012, 8 (M. Abreu, CNA 2012-Wetlands International); 19 Jul 2014, 1 (M. Abreu, CNA 2014-Wetlands International); 18) **Arroyo Valizas y boca de la Laguna de Castillos** (ca. 34°21'27"S, 53°52'09"W), Mar-Jul 1991-98, varios (Gambarotta et al. 1999: individuos subadultos aislados); Laguna de Castillos (34°21'27"S, 53°52'09"W), 17 Jul 2008, 4 (J. C. Gambarotta, CNA 2008-Wetlands International); 15 Jul 2009, 1 (J. C. Gambarotta, CNA 2009-Wetlands International); 5 Jul 2010, 1 (J. C. Gambarotta, CNA 2010-Wetlands International); 19) **Aguas Dulces** (ca. 34°16'34"S, 53°46'36"W), 8 Mar 2005, 1 (C. Calimares in litt. 2015); 20) **Playa Cerro Verde** (33°56'22"S, 53°30'41"W), 21 Feb 2004, 1 (F. García Olaso y M. Alfaro: CNA 2004-Wetlands International); 21) **Playa La Coronilla** (33°54'08"S, 53°30'37"W), 22 Feb 2004, 1 (D. Caballero Sadi y R. Seguí, CNA 2004, Wetlands International); 17 Jul 2011, 2 (P. Laporta, CNA 2011-Wetlands International); 22) **Unos 6,5 km al SO de la Barra del Chuy** (ca. 33°47'58"S, 53°25'58"W), May-Ago 2011, 1 (D. Caballero-Sadi 2009 obs. pers.: inmaduro); **SAN JOSÉ**: 23) **Playa Penino** (=Playa Autódromo) (ca. 34°46'06"S, 56°25'00"W), 9 Jul 1959, 3 (Zorrilla de San Martín 1959: colectados 1 joven hembra, 1 subadulto macho y 1 adulto macho); 20 Ago 1960, 1 (Vaz-Ferreira y Gerzenstein 1961: hembra colectada, MNHNM 1551); 18 Nov 1960, 3 (Escalante 1962, 1966: 1 subadulto colectado (Colección RE 601); este registro está reportado como el 28 Nov en Escalante 1966); 5 Ago 1964, 2 (Escalante 1966: 1 subadulto y 1 juvenil, hembras colectadas, Colección RE 632 y 633); 22 y 27 Dic 1978, s/d (Escalante 1980: juveniles e

inmaduros fotografiados); Jun 1970, 104 (Gore y Gepp 1978: 93 adultos y 11 inmaduros; Escalante [1984: 148] manifiesta algunas dudas respecto de este registro); May 2007, 7 (D. Caballero-Sadi 2009 obs. pers.: 3 juveniles, 2 inmaduros); Jun 2007, 7 (D. Caballero-Sadi 2009 obs. pers.: 4 juveniles, 2 inmaduros, 1 adulto); Jun 2010, 10 (D. Caballero-Sadi 2009 obs. pers.: 7 juveniles, 2 inmaduros, 1 adulto); (34°46'06"S, 56°25'00"W), 10 Jul 2005, 3 (s/d, CNAA 2005-Wetlands International); 12 Jul 2006, 4 (S. Jiménez, A. Lanfranconi, D. Caballero-Sadi, J. Aldabe y M. Alfaro, CNAA 2006-Wetlands International); 24 Jul 2007, 3 (D. Caballero-Sadi, M. Zarucki y R. Tosi, CNAA 2007/Wetlands International); 12 Jul 2008, 21 (F. García Olaso, F. Ocampo y P. Rocca, CNAA 2008/Wetlands International); 11 Jul 2009, 2 (F. García Olaso, N. Zaldua, P. Vaz, V. Olivelli, E. Machin, L. Liguori y M. Alfaro, CNAA 2009/Wetlands International); 20 Jul 2010, 10 (D. Caballero-Sadi, CNAA 2010/Wetlands International).

Anexo 12: Registros publicados e inéditos de Lechucita Canela (*Aegolius harrisi*)

RIVERA: 1) **Alrededores de Forestal FYMSA** (ca. 31°04'38"S, 55°45'17"W), Mar 2013, 1 (y múltiples registros posteriores en la misma área, en todos los casos de 1 individuo, hasta Set 2016; Á. Saralegui in litt. 2014, 2017); **TACUAREMBÓ:** 2) **Arroyo Tres Cruces, Estancia Mailhos, Paraje Infernillo**, 40 km al norte de Tacuarembó (ca. 31°25'28"S, 56°06'11"W), 11 Feb 1963, 1 (Barlow y Cuello 1964, Gerzenstein 1965b); 3) **Alrededores Arroyo Gajo Medio del Tres Cruces** (31°26'44"S, 56°08'46"W), 30 Nov y 1 Dic 2010, 1 (Azpiroz et al. 2012b: 1 individuo fotografiado y voz grabada); Alrededores Arroyo Gajo Medio del Tres Cruces (31°26'30"S, 56°08'30"W), 31 Oct y 1 Nov 2011, 1 (Azpiroz et al. 2012c: 1 individuo fotografiado). **TREINTA Y TRES:** 4) **Alrededores de La Charqueada** (=Enrique Martínez) (ca. 33°12'28"S, 53°48'07"W), Ene 1985, 2 (Azpiroz 2001 basado en J. C. Gambarotta com. pers., J. C. Gambarotta in litt. 2011).

REFERENCIAS

- Abraham, E.R. y F. N. Thompson. 2011. Estimated Capture of Seabirds in New Zealand Trawl and Longline Fisheries, 2002-03 to 2008-09. Ministry of Fisheries, Nueva Zelanda.
- Abreu, M., S. Jiménez y A. Domingo. 2010. Primer registro del Petrel de Trindade *Pterodroma arminjoniana* (Procellariiformes: Procellariidae) en Uruguay. *Revista Brasileira de Ornitologia* 18: 240-241.
- ACAP (Agreement on the Conservation of Albatrosses and Petrels). 2009a. ACAP Species assessment: Northern Royal Albatross *Diomedea sanfordi*. Disponible en <http://www.acap.aq> (consultado 14/10/2014).
- ACAP (Agreement on the Conservation of Albatrosses and Petrels). 2009b. ACAP Species assessment: Wandering Albatross *Diomedea exulans*. Disponible en <http://www.acap.aq> (consultado 14/10/2014).
- ACAP (Agreement on the Conservation of Albatrosses and Petrels). 2009c. ACAP Species assessment: Atlantic Yellow-nosed Albatross *Thalassarche chlororhynchos*. Disponible en <http://www.acap.aq> (consultado 14/10/2014).
- ACAP Taxonomy Working Group. 2007. Report of the Taxonomy Working Group to AC3, ed. T.M.o.A. Committee. Agreement on the Conservation of Albatrosses and Petrels, Valdivia, Chile.
- Achaval, F., 1967. Sobre la presencia de *Diomedea chlororhynchos* Gmelin, 1789 en la costa Uruguay. *Neotropica* 16: 49-50.
- Achaval F. 2009. Lista de vertebrados de Uruguay. Disponible en <http://zvert.fcien.edu.uy/aves.html> (consultado el 27/9/2017).
- Achkar, M., V. Cantón, I. Díaz, A. Domínguez, C. Faccio, G. Fernández, F. Pesce y B. Sosa. 2010. Áreas protegidas. Un desafío en el ordenamiento ambiental del territorio. CSIC, UDELAR, Montevideo.
- Aldabe, J., E. Arballo, D. Caballero-Sadi, S. Claramunt, J. Cravino y P. Rocca. 2013. Aves. Pp. 149-173 en Soutullo, A., C. Clavijo y J. A. Martínez-Lanfranco (eds.). Especies prioritarias para la conservación en Uruguay. Vertebrados, moluscos continentales y plantas vasculares. SNAP, DINAMA, MVOTMA y DICYT, MEC, Montevideo.
- Aldabe, J., P. Rocca y D. Caballero-Sadi. 2011. Abundancia, tiempos de migración y alimentación del Playero Rojizo (*Calidris canutus rufa*) en la Barra del Chuy, Uruguay. Actas de la IV Western Hemisphere Shorebird Group Meeting, pp. 22. Simon Fraser University, Burnaby, BC, Canadá.
- Aldabe, J., P. Rocca y S. Claramunt. 2009. Uruguay. Pp. 383-392 en Devenish, C., D. F. Díaz Fernández, R. P. Clay, I. Davidson y I. Yépez Zabala (eds). Important Bird Areas Americas. Priority sites for biodiversity conservation. BirdLife Conservation Series No. 16. BirdLife International, Quito, Ecuador.
- Aldabe, J., P. Rocca, P. González, D. Caballero-Sadi y A. J. Baker. 2015. Migration of endangered Red Knots *Calidris canutus rufa* in Uruguay: important sites, phenology, migratory connectivity and a mass mortality event. *Wader Study* 122 (3): 221-235.
- Alfaro, M., A. Azpiroz, T. Rabau y M. Abreu. 2008. Distribution, abundance and habitat use of four species of Neotropical shorebirds in Uruguay. *Ornitología Neotropical* 19 (Suppl.): 461-472.
- Alvarenga, H. M. F. 2007. *Anodorhynchus glaucus* e *A. leari* (Psittaciformes, Psittacidae): osteología, registro fósseis e antiga distribuição geográfica. *Revista Brasileira de Ornitologia* 15: 427-432.
- Álvarez, S. 2010. Observaciones Interesantes. *Achará Digital* 1: 10.
- Álvarez, T. 1911. Exterior de las aves uruguayas. Costumbres, régimen alimenticio, su utilidad desde el punto de vista agrícola. Imprenta La Rural, Montevideo.
- Andres, B. A., P. A. Smith, R. I. G. Morrison, C. L. Gratto-Trevor, S. C. Brown y C. A. Friis. 2012. Population estimates of North American shorebirds, 2012. *Wader Study Group Bulletin* 119: 178-194.
- Angel, A. y J. Cooper. 2006. A Review of the Impacts of Introduced Rodents on the Islands of Tristan da Cunha and Gough. Royal Society for the Protection of Birds Sandy, Reino Unido.
- Antoniazzi, L. R. 2006. Cachilo Corona Castaña (*Aimophila strigiceps*) y Loica Pampeana (*Sturnella defilippii*) en el sudeste de la provincia de Corrientes, Argentina. *Nuestras Aves* 52: 32-33.
- AOU (American Ornithologists' Union). 1931. Check-list of North American Birds. 4ta. Edición. American Ornithologists' Union, Lancaster, Pennsylvania.
- Aplin, O. V. y P. L. Slater. 1894. On the birds of Uruguay. *Ibis* (6) 6: 149-215.

- Aravena, R. 1928. Notas sobre la alimentación de las aves. *Hornero* 4: 153-166.
- Arballo, E. 1990. Nuevos registros para avifauna uruguaya. *Hornero*: 179-187.
- Arballo, E. y Cravino, J. 1999. Aves del Uruguay. Manual ornitológico. Volumen 1. Editorial Hemisferio Sur, Montevideo.
- Arballo, E. y J. C. Gambarotta. 1987. Registro de la Tijereta de las Pajas para el Uruguay. *Nuestras Aves* 5: 16-17.
- Arredondo, H. 1953. Ornitología del Uruguay. Impresora Ligu, Montevideo.
- Aygen, D. y S. D. Emslie. 2006. Royal Tern (*Sterna maxima*) chick diet at Fisherman Island National Wildlife Refuge, Virginia. *Waterbirds* 29(3): 395-400.
- Azara, F. de. 1802. Apuntamientos para la Historia Natural de los Cuadrúpedos del Paraguay y Río de la Plata. Imprenta de la Viuda de Ibarra, Madrid.
- Azara, F. de. 1805. Apuntamientos para la Historia Natural de los Pájaros del Paraguay y del Río de la Plata. Tomo II. Imprenta de la Hija de Ibarra, Madrid.
- Azpiroz, A. B. 1997. Aves del Uruguay. Lista, estatus y distribución. PROBIDES, Rocha, Uruguay.
- Azpiroz, A. B. 2001. Aves del Uruguay. Lista e introducción a su biología y conservación. Aves Uruguay, Montevideo.
- Azpiroz, A. B. 2005. Conservation of Pampas Meadowlark (*Sturnella defilippii*) in Uruguay. *Cotinga* 23: 71-73.
- Azpiroz, A. B. 2012. Aves de las Pampas y campos de Argentina, Brasil y Uruguay. Una guía de identificación. PRESSUR, Nueva Helvecia, Uruguay.
- Azpiroz, A. B. 2015. Shiny Cowbird (*Molothrus bonariensis*) parasitism records for three globally threatened species from the South American Pampas. *Wilson Journal of Ornithology* 127: 746-752.
- Azpiroz, A. B., N. Cozzani y R. Tizón. 2017. Loica Pampeana. Ícono del Pastizal. *Aves Argentinas* 48: 12-19.
- Azpiroz, A.B., Alfaro, M. y Jiménez, S. 2012a. Lista Roja de las Aves del Uruguay. Una evaluación del estado de conservación de la avifauna nacional con base en los criterios de la Unión Mundial para la Naturaleza. Dirección Nacional de Medio Ambiente, Montevideo.
- Azpiroz, A. B. y J. G. Blake. 2009. Avian assemblages in altered and natural grasslands in the Northern Campos of Uruguay. *Condor* 111: 21-35.
- Azpiroz, A. B. y J. G. Blake. 2016. Associations of grassland birds with vegetation structure in the Northern Campos of Uruguay. *Condor* 118: 12-23.
- Azpiroz, A. B., J. P. Isacch, R. A. Dias, A. S. Di Giacomo, C. S. Fontana y C. Morales Palarea. 2012b. Ecology and conservation of grassland birds in southeastern South America: a review. *Journal of Field Ornithology* 83: 217-246.
- Azpiroz, A. B. y J. L. Menéndez. 2008. Three new species and novel distributional data for birds in Uruguay. *Bulletin of the British Ornithologists' Club* 128: 38-56.
- Azpiroz, A. B., J. L. Menéndez, A. Jaramillo, D. Presa, C. Calimares, A. Saralegui y J. S. Abente. 2012c. New information on the distribution and status of birds in Uruguay. *Bulletin of the British Ornithologists' Club* 132: 46-54.
- Azpiroz, A. B. y A. Rodríguez-Ferraro. 2006. Banded Red Knots *Calidris canutus* sighted in Venezuela and Uruguay. *Cotinga* 25: 82-83.
- Baker, A., P. González, R.I.G. Morrison y B. A. Harrington. 2013. Red Knot (*Calidris canutus*), The Birds of North America Online: <http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/563/articles/introduction> (A. Poole, Ed.). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, New York.
- Baker, A. J., S. L. Pereira, y T. P. Paton. 2007. Phylogenetic relationships and divergence times of Charadriiformes genera: multigene evidence for the Cretaceous origin of at least 14 clades of shorebirds. *Biology Letters* 3: 205-209.
- Baker, A. J., Y. Yatsenko y E. S. Tavares. 2012. Eight independent nuclear genes support monophyly of the plovers: the role of mutational variance in gene trees. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 65: 631-641.
- Banks, R. C. 1977. The decline and fall of the Eskimo Curlew, or Why did the curlew do extaille? *American Birds* 31: 127-134.

- Barattini, L. P. 1945. Las aves de Paysandú. Anales del Liceo Departamental de Paysandú, Paysandú.
- Barattini, L. y R. Escalante. 1971. Catálogo de las aves uruguayas. Parte 2. Anseriformes. Museo Dámaso Antonio Larrañaga, Montevideo.
- Barker, F. K., K. J. Burns, J. Klicka, S. M. Lanyon y I. J. Lovette. 2015. New insights into New World biogeography: An integrated view from the phylogeny of blackbirds, cardinals, sparrows, tanagers, warblers, and allies. *Auk* 132: 333-348.
- Barlow, J. C. y J. Cuello. 1964. New records of Uruguayan birds. *Condor* 66: 516-517.
- Barnsoky, A. D. y E. L. Lindsey 2010. Timing of Quaternary megafaunal extinction in South America in relation to human arrival and climate change. *Quaternary International* 217: 10-29.
- Barrionuevo, C., D. Ortiz y P. Capllonch. 2008. Nuevas localidades de la lechucita canela (*Aegolius harrisii dabbenei*) (Strigidae) para la Argentina. *Nuestras Aves* 53: 45-47.
- Barrows, W. B. 1883a. Birds of the lower Uruguay. *Bulletin of the Nuttall Ornithological Club* 8: 82-94.
- Barrows, W. B. 1883b. Birds of the lower Uruguay. *Bulletin Nuttall Ornithological Club* 8: 82-143.
- Barrows, W. B. 1884. Birds of the lower Uruguay. *Auk* 1: 313-319.
- Beecher, W. J. 1951. Adaptations to food-getting in the American blackbirds. *Auk* 68: 411-440.
- Beier, C. 2016. Historia Natural do Cardeal-Amarelo *Gubernatrix cristata* (Aves: Thraupidae) no Brasil. Tesis de Maestría, PUCRS, Porto Alegre.
- Beier, C. y C. S. Fontana 2016. Natural history of Yellow Cardinal *Gubernatrix cristata* in Brazil, with emphasis on breeding biology. Pp. 39-62 en Beier, C. 2016. Historia Natural do Cardeal-Amarelo *Gubernatrix cristata* (Aves: Thraupidae) no Brasil. Tesis de Maestría, PUCRS, Porto Alegre.
- Beier, C., M. Repenning, M. da S. Pereira, A. Pereira y C. S. Fontana. 2017. Cooperative breeding and demography of Yellow Cardinal *Gubernatrix cristata* in Brazil. *Revista Brasileira de Ornitologia* 25: 12-19.
- Belton, W. 1984. Birds of Rio Grande do Sul, Brazil. Part 1. Rheiidae through Furnariidae. *Bulletin of the American Museum of Natural History* 178: 369-636.
- Belton, W. 1985. Birds of Rio Grande do Sul, Brazil. Part 2. Formicariidae through Corvidae. *Bulletin of the American Museum of Natural History* 180: 1-242.
- Bencke, G. A. 2001. Lista de referência das aves do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul, Brazil.
- Bencke, G. A., Fontana, C. S., Dias, R. A., Maurício, G. N. y Mähler, J. K. F. 2003. Aves. Pp. 189-479 en: Fontana, C. S., Bencke, G. A. y Reis, R. E. (eds). Livro vermelho da fauna ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul. Edipucrs, Porto Alegre.
- Bergamino, L., P. Muniz y O. Defeo. 2009. Effects of a freshwater canal discharge on polychaete assemblages inhabiting an exposed sandy beach in Uruguay. *Ecological Indicators* 9: 584-587.
- Berón, M. P. 2003. Dieta de juveniles de Gaviota Cangrejera (*Larus atlanticus*) en estuarios de la provincia de Buenos Aires. *Hornero* 18: 113-117.
- Berón, M. P., A. Arias, A. y M. Favero. 2005. Mortalidad incidental en Gaviota de Olrog (*Larus atlanticus*) asociada a la pesquería deportiva en la Provincia de Buenos Aires. Libro de Resúmenes, XI Reunión Argentina de Ornitología, Buenos Aires, Argentina.
- Berón, M.P., D. Caballero-Sadi, C. A. Paterlini, J. P. Seco Pon, G. O. García y M. Favero. 2012. Espectro trófico de la Gaviota de Olrog (*Larus atlanticus*) en dos sitios de invernada de Argentina y Uruguay. *Ornitología Neotropical* 23: 83-93.
- Berón, M.P., J. P. Seco Pon, G. O. García, C. A. Paterlini, R. Mariano-Jelicich y M. Favero. 2013. The diet of Olrog's Gull (*Larus atlanticus*) reveals an association with fisheries during the non-breeding season. *Emu* 113: 69-76.
- Bertonatti, C. 2001. Los últimos días del guacamayo azul. *Vida Silvestre* 78: 44-50.
- Bertonatti, C. y A. Lopez-Guerra. 1997. Hibridación entre Cardenal Amarillo (*Gubernatrix cristata*) y Diuca Común (*Diuca diuca minor*) en estado silvestre, en la Argentina. *Hornero* 14: 235-242.
- Bertonatti, C. y A. Lopez-Guerra. 2001. Nuevos registros de híbridos entre Cardenal Amarillo (*Gubernatrix cristata*) y Diuca Común (*Diuca diuca minor*). *Nuestras Aves* 41: 27.
- Bilencia, D., M. Codesido, C. González Fischer, L. Pérez Carusi, E. Zufiaurre y A. Abba. 2012. Impactos de la

- transformación agropecuaria sobre la biodiversidad en la provincia de Buenos Aires. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales* 14(2): 189-198.
- BirdLife International. 2000. *Threatened birds of the world*. Lynx Edicions y BirdLife International, Barcelona.
- BirdLife International. 2017. IUCN Red List for birds. Disponible en <http://www.birdlife.org> (consultado el 26 Set 2017).
- Blake, E. R. 1977. *Manual of Neotropical Birds. Volumen 1. Spheniscidae (Penguins) to Larids (Gulls and Allies)*. University of Chicago Press, Chicago.
- Blanco, D. E., R. Banchs y P. Canevari. 1993. Critical sites for the Eskimo Curlew (*Numenius borealis*), and other Nearctic grassland shorebirds in Argentina and Uruguay. U.S. Fish & Wildlife Service.
- Blanco, D. E., B. López-Lanús, R. A. Dias, A. Azpiroz y F. Rilla. 2006. Uso de arrozceras por chorlos y playeros migratorios en el sur de América del Sur. Implicancias de conservación y manejo. *Wetlands International*, Buenos Aires.
- Blanco, D. E., H. Roriguez Goñi and G. Pugnali. 1992. La importancia de Punta Rasa, Buenos Aires, en la migración del Chorlo Rojizo (*Calidris canutus*). *Hornero* 13: 193-199.
- Blumetto, O. y S. Scanavino. 2015. Uruguay: una red para el cardenal amarillo. *Aves Argentinas* 43: 34-35.
- Bodrati, A. y K. Cockle. 2006. New records of rare and threatened birds from the Atlantic Forest of Misiones, Argentina. *Cotinga* 26: 20-24.
- Boggiano, P. 2010. El campo natural. Pp. 9-21 en González, S. (ed.). *Manual de Buenas Prácticas para promover la Biodiversidad y la Producción*. Hemisferio Sur, Montevideo.
- Bonaparte, C. L. 1850. *Conspectus Generum Avium* 1: 1-543. E. J. Brill, Leiden.
- Bourjot Saint-Hilaire, A. 1837-1838. *Histoire naturelle des Perroquets*, Vol. 3. F. G. Levrault, Paris.
- Brennan, L. A. y W. P. Kuvlesky. 2005. North American grassland birds: an unfolding conservation crisis? *Journal of Wildlife Management* 69: 1-13.
- Bridge, E.S., A. W. Jones y A. J. Baker. 2005. A phylogenetic framework for the terns (Sternini) inferred from the mtDNA sequences: implications for taxonomy and plumage evolution. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 35: 459-469.
- Brooke, M. 2004. *Albatrosses and petrels across the world*. Oxford University Press, Oxford.
- Brooke, M. de L., S. H. Butchart, S. T. Garnett, G. M. Crowley, N. B. Mantilla-Beniers y A. J. Stattersfield. 2008. Rates of movement of threatened bird species between IUCN red list categories and toward extinction. *Conservation Biology* 22: 417-27.
- Brothers, N. 1991. Albatross mortality and associated bait loss in the Japanese longline fishery in the Southern Ocean. *Biological Conservation* 55: 255-268.
- Brothers, N., A. R. Duckworth, C. Safina y E. L. Gilman. 2010. Seabird bycatch in pelagic longline fisheries is grossly underestimated when using only haul data. *PLOS ONE* 5: e12491.
- Brouwer K., M. L. Jones, C. E. King y H. Schifter. 2000. Longevity records for Psittaciformes in captivity. *International Zoo Yearbook* 37: 299-316.
- Brown, R., F. Cooke, P. Kinnear y E. L. Mills. 1975. Summer seabird distributions in Drake Passage, the Chilean fjords and off southern South America. *Ibis* 117: 339-356.
- Brun, J. M. y C. Larsul. 2003. Inheritance of reproductive traits of female common ducks (*Anas platyrhynchos*) in pure breeding and in inter-generic crossbreeding with muscovy ducks (*Cairina moschata*). *British Poultry Science* 44: 40-45.
- Buckley, F. G. y P. A. Buckley. 1972. The breeding biology of Royal Terns *Sterna (Thalasseus) maxima maxima*. *Ibis* 114: 344-359.
- Bugoni, L., P. L. Mancini, D. S. Monteiro, L. Nascimento, T. S. Neves 2008a. Seabird bycatch in the Brazilian pelagic longline fishery and a review of capture rates in the southwestern Atlantic Ocean. *Endangered Species Research* 5: 137-147.
- Bugoni, L., T. S. Neves, N. O. Leite Jr., D. Carvalho, G. Sales, R. W. Furness, C. E. Stein, F. V. Peppes, B. B. Giffoni y D. S. Monteiro. 2008b. Potential bycatch of seabirds and turtles in hook-and-line fisheries of the Itaipava Fleet, Brazil. *Fisheries Research* 90: 217-224.

- Bugoni, L. y R. W. Furness. 2009. Age composition and sexual size dimorphism of albatrosses and petrels off Brazil. *Marine Ornithology* 37: 253-260.
- Buehler, D. M. y A. J. Baker. 2005. Population divergence times and historical demography in Red Knots and Dunlins. *Condor* 107: 497-513.
- Burg, T. y J. Croxall. 2004. Global population structure and taxonomy of the wandering albatross species complex. *Molecular Ecology* 13: 2345-2355.
- Burmeister, H. 1856. Systematische Übersicht der Thiere Brasiliens welche während einer Reise durch die Provinzen von Rio de Janeiro und Minas Geraës gesammelt oder beobachtet wurden. Vögel (Aves). Segunda Parte. Drud und Berlag von Georg Reimer, Berlin.
- Burmeister, H. 1861. Reise durch die La Plata-Staaten. H. W. Schmidt, Halle.
- Burns, K. J., A. J. Schultz, P. O. Title, N. A. Mason, F. K. Barker, J. Klicka, S. M. Lanyon y I. J. Lovette. 2014. Phylogenetics and diversification of tanagers (Passeriformes: Thraupidae), the largest radiation of Neotropical songbirds. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 75: 41-77.
- Caballero-Sadi, D. 2009. Ensemble de aves acuáticas en la desembocadura del Arroyo Carrasco, Uruguay. *Boletín de Sociedad Zoológica del Uruguay, Segunda Época* 18: 1-12.
- Campagna, L., K. Geale, P. Handford, D.A. Lijtmaer, P. L. Tubaro y S. C. Loughheed. 2011. A molecular phylogeny of the Sierra- Finches (*Phrygilus*, Passeriformes): extreme polyphyly in a group of Andean specialists. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 61: 521-533.
- Canevari, M., P. Canevari, G. R. Carrizo, G. Harris, J. Rodríguez Mata y R. J. Straneck. 1991. Nueva Guía de las Aves Argentinas. Fundación Acindar, Buenos Aires.
- Canevari, P., G. Castro, M. Sallaberry y L. G. Naranjo. 2001. Guía de los chorlos y playeros de la región Neotropical. American Bird Conservancy, WWF-US, Humedales para las Américas y Manomet Conservation Science, Asociación Calidris, Santiago de Cali, Colombia.
- Cardoni, D. A., J. P. Isacch, and O. Iribarne. 2007. Indirect effects of the burrowing crab (*Chasmagnathus granulatus*) in the habitat use of salt marsh birds. *Estuaries and Coasts* 30: 382-389.
- Carlos, C. J., F. I. Colabuono y C. M. Vooren. 2004. Notes on the Northern Royal Albatross *Diomedea sanfordi* in south Brazil. *Ararajuba* 12: 166-167.
- Carrete, M., K. Delhey y P. Petracci. 1996. Registro del Burrito Negruzco (*Porzana spiloptera*) en el sur de Buenos Aires. *Nuestras Aves* 33: 29-30.
- Castellanos, A. 1934. Aves del valle de los Reartes (Córdoba). *Hornero* 5: 307-338.
- Chatellenaz, M. L. y S. C. Zaninovich. 2009. Primer registro de *Porzana spiloptera* (Aves, Rallidae) en el nordeste argentino. *FACENA* 25: 49-53.
- Chebez, J. C. 1986. Nuestras Aves Amenazadas 12: El Guacamayo Violáceo (*Anodorhynchus glaucus*). *Nuestras Aves* 4: 17-20.
- Chebez, J.C., 1994. Los que se van. Fauna argentina amenazada. Editorial Albatros, Buenos Aires.
- Chebez, J. C. 2008a. Los que se van. Fauna argentina amenazada. Tomo 1. Problemática Ambiental. Anfibios y Reptiles. Editorial Albatros, Buenos Aires.
- Chebez, J.C., 2008b. Los que se van. Fauna argentina amenazada. Tomo 2. Aves. Editorial Albatros, Buenos Aires.
- Chebez, J.C. 2009. Otros que se van. Fauna Argentina Amenazada. Editorial Albatros, Buenos Aires.
- Chebez, J. C., A. G. Di Giacomo y A. S. Di Giacomo. 2008. Yetapá de Collar. Pp. 332-335 en Chebez, J. C. (ed.). Los que se van. Fauna argentina amenazada. Tomo 2. Editorial Albatros, Buenos Aires.
- Chebez, J.C., A. Mouchard y L. Rodríguez. 2011. Ornitonimia popular y científica de las aves argentinas III. (Procellariiformes). *Nótulas Faunísticas* 72: 1-29.
- Chebez, J. C. y P. Tubaro. 2008. Loica Pampeana. Pp. 404-407 en Chebez, J. C. (ed.). Los que se van. Fauna argentina amenazada. Tomo 2. Aves. Editorial Albatros, Buenos Aires.
- Chebez, J. C. y Yorio, P. 2008. Gaviota Cangrejera. Pp. 247-251 en Chebez, J. C. (ed.). Los que se van. Fauna argentina amenazada. Tomo 2. Aves. Editorial Albatros, Buenos Aires.
- Cherel, Y. y N. Klages. 1998. A review of the food of albatrosses. Pp. 113-136 en Robertson, G. y R. Gales (eds.). *Albatross Biology and Conservation*. Surrey Beatty & Sons, Chipping Norton, Australia.

- Christidis, L. y W. Boles. 2008. Systematics and taxonomy of Australian birds. Csiro Publishing, Collingwood, Australia.
- Chu, P. C. 1998. A phylogeny of the Gulls (Aves: Larinae) inferred from osteological and integumentary characters. *Cladistics* 14: 1-43.
- Claramunt, S. y J. P. Cuello. 2004. Diversidad de la Biota Uruguaya. Aves. *Anales del Museo Nacional de Historia Natural y Antropología* (2da Serie) 10(6): 1-76.
- Claramunt, S. y G. Rocha. 2002. La conservación del Cardenal Amarillo (*Gubernatrix cristata*) en Uruguay. *Nuestras Aves* 44: 5.
- Clarke, R. H. 2007. An Atlantic Petrel *Pterodroma incerta* at Sea off Western Victoria. *Australian Field Ornithology* 24: 1-6.
- Colabuono, F. I. y C. M. Vooren. 2007. Diet of black-browed *Thalassarche melanophrys* and Atlantic yellow-nosed *T. chlororhynchos* albatrosses and White-chinned *Procellaria aequinoctialis* and spectacled *P. conspicillata* petrels off southern Brazil. *Marine Ornithology* 35: 9-20.
- Collins, C. T. y P. F. Doherty, Jr. 2006. Survival estimates for Royal Terns in southern California. *Journal of Field Ornithology* 77(3): 310-314.
- Collar, N. J. 1997. Family Psittacidae (Parrots). Pp. 280-477 en del Hoyo, J., A. Elliot, y J. Sargatal (eds.). *Handbook of the Birds of the World. Volume 4. Sangrouse to Cuckoos*. Lynx Edicions, Barcelona.
- Collar, N. J., L. P. Gonzaga, N. Krabbe, A. Madroño Nieto, L. G. Naranjo, T. A. Parker III y D. C. Wege. 1992. Threatened birds of the Americas. The ICPB/IUCN Red Data Book. International Council for Bird Preservation, Cambridge, Reino Unido.
- Cooke, W. W. 1910. Distribution and Migration of North American Shorebirds. Bulletin No. 35, Biological Survey, U. S. Department of Agriculture, Washington, D.C.
- Copello, S. y M. Favero. 2001. Foraging ecology of Olog's Gull *Larus atlanticus* in Mar Chiquita Lagoon (Buenos Aires, Argentina): are there age-related differences? *Bird Conservation International* 11: 175-188.
- Cortés, G. D., M. J. Rodríguez-Cajarville, A. B. Azpiroz y M. Maier. 2013. Estado del Conocimiento sobre las Aves Rapaces del Uruguay. *Ornitología Neotropical* 24: 243-256.
- Cory, C. B. y C. E. Hellmayr. 1927. Catalogue of birds of the Americas and the adjacent islands, pt. V. *Publ. Field Mus. Nat. Hist. Zool. Ser.* 13(5).
- Coues, E., 1866. Critical Review of the Family Procellariidæ: Part IV. Embracing the Æstrelateæ and the Prioneæ. *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia* 18: 134-172.
- Cozzani, N. C., R. Sánchez y S. M. Zalba. 2004. Nidificación de la Loica Pampeana (*Sturnella defilippii*) en la provincial de Buenos Aires, Argentina. *Hornero* 19: 47-52.
- Cravino, J. L., E. Arballo, y A. Ponce de León. 1999. Isla Verde, Uruguay: sitio de reproducción de tres especies de gaviotines (*Thalasseus maximus*, *sandvicensis eurygnatha* y *Sterna hirundinacea*) en el Atlántico Sudoccidental. *Resúmenes del VI Congreso Ornitología Neotropical*, Monterrey, México.
- Cristi, G. A. 1958. Filáridos en *Gubernatrix cristata* (Cardenal Amarillo). Su comprobación en el Uruguay. *Anales de la Facultad de Veterinaria*: 11-17.
- Croxall, J.P. y P. A. Prince. 1990. Recoveries of wandering albatrosses *Diomedea exulans* ringed at South Georgia 1958-1986. *Ringling & Migration* 11: 43-51.
- Croxall, J. P. y P. A. Prince. 1996. Potential interactions between wandering albatrosses and longline fisheries for Patagonian toothfish at South Georgia. *Ccamlr Science* 3: 101-110.
- Croxall, J., P. Rothery, S. Pickering y P. Prince. 1990. Reproductive performance, recruitment and survival of wandering albatrosses *Diomedea exulans* at Bird Island, South Georgia. *Journal of Animal Ecology* 59: 775-796.
- Croxall, J., P. Rothery y A. Crisp. 1992. The effect of maternal age and experience on egg-size and hatching success in Wandering Albatrosses *Diomedea exulans*. *Ibis* 134: 219-228.
- Croxall, J., P. Prince, P. Rothery y A. Wood. 1998. Populations changes in albatrosses at South Georgia. Pp. 69-83 en Robertson, G. y R. Gales (eds.). *Albatross Biology and Conservation*. Surrey Beatty & Sons, Chipping Norton, Australia.
- Croxall, J. P., A. D. Black y A. G. Wood. 1999. Age, sex and status of wandering albatrosses *Diomedea exulans*

- L. in Falkland Islands waters. *Antarctic Science* 11: 150-156.
- Croxall, J. P. y A. G. Wood. 2002. The importance of the Patagonian Shelf for top predator species breeding at South Georgia. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 12: 101-118.
- Cuello, J. P., 1975. Las aves del Uruguay (Suplemento I). *Comunicaciones Zoológicas del Museo de Historia Natural de Montevideo* 139: 1-27.
- Cuello, J. P. 1985. Lista de referencia y bibliografía de las aves uruguayas. Museo Dámaso Antonio Larrañaga, Serie de Divulgación (1): 1-116.
- Cuello, J. P. y E. Gerzenstein. 1962. Las Aves del Uruguay. Lista sistemática, distribución y notas. *Comunicaciones Zoológicas del Museo de Historia Natural de Montevideo* 6 (93): 1-191.
- Curtis, W., 1994. Further South Atlantic records. *Sea Swallow* 43: 19-28.
- Cuthbert, R. 2004. Breeding biology of the Atlantic petrel, *Pterodroma incerta*, and a population estimate of this and other burrowing petrels on Gough Island, South Atlantic Ocean. *Emu* 104: 221-228.
- Cuthbert, R. J. y E. S. Sommer. 2004. Population size and trends of four globally threatened seabirds at Gough Island, South Atlantic Ocean. *Marine Ornithology* 32: 97-103.
- Cuthbert, R. J., R. A. Phillips y P. G. Ryan. 2003a. Separating the Tristan Albatross and the Wandering Albatross using morphometric measurements. *Waterbirds* 26: 338-344.
- Cuthbert, R., P. G. Ryan, J. Cooper y G. Hilton 2003b. Demography and population trends of the Atlantic Yellow-nosed Albatross. *Condor* 105: 439-452.
- Cuthbert, R., H. Louw, G. Parker, K. Rexer-Huber y P. Visser. 2013. Observations of mice predation on dark-mantled sooty albatross and Atlantic yellow-nosed albatross chicks at Gough Island. *Antarctic Science* 25: 763-766.
- Cuthbert, R. J., J. Cooper y P. G. Ryan. 2014. Population trends and breeding success of albatrosses and giant petrels at Gough Island in the face of at-sea and on-land threats. *Antarctic Science* 26: 163-171.
- Dabbene, R. 1910. Ornitología Argentina. Catálogo sistemático y descriptivo de las aves de la República Argentina, de las regiones limítrofes con Brasil, Paraguay, Bolivia, Chile y de los archipiélagos e islas al sur y sureste del continente americano hasta el Círculo Polar Antártico. *Anales del Museo Nacional de Buenos Aires* 18: 1-513.
- Dabbene, R. 1913. Distribution des oiseaux en Argentine. *Physis* 1: 241-261.
- Dabbene, R. 1920. Notas sobre los chorlos de Norte América que invernan en la República Argentina. *Hornero* 2: 99-128.
- Dabbene, R. 1924. Captura de un ejemplar de *Mesoscolopax borealis* en Rosas, (prov. de Buenos Aires). *Hornero* 3: 284.
- Dabbene, R. 1926a. Nueva captura del chorlo, *Mesoscolopax borealis*. *Hornero* 3: 420.
- Dabbene, R. 1926b. Tres aves nuevas para la avifauna uruguaya. *Hornero* 3: 422.
- Dabbene, R. 1972. Aves de caza. Editorial Albatros, Buenos Aires.
- Darrieu, C. A., A.R. Camperi y S. Imberti. 2008. Avifauna (non Passeriformes) of Santa Cruz province, Patagonia (Argentina): annotated list of species. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales*, 10 (1): 111-145.
- De la Peña, M. 2005. Reproducción de las aves argentinas. LOLA, Buenos Aires.
- De la Peña, M. 2013. Nidos y reproducción de las aves argentinas. Ediciones Biológica, Santa Fe, Argentina.
- Del Hoyo, J., N. J. Collar, D. A. Christie, A. Elliott y L. D. C. Fishpool. 2014. HBW and BirdLife International Illustrated Checklist of the Birds of the World. Volume 1. Non-passerines. Lynx Edicions, Barcelona.
- Del Hoyo, J., N. J. Collar, D. A. Christie, A. Elliott, L. D. C. Fishpool, P. Boesman y G. Kirwan. 2016. HBW and BirdLife International Illustrated Checklist of the Birds of the World. Volume 2. Passerines. Lynx Edicions, Barcelona.
- Del Hoyo, J., A. Elliott y J. Sargatal. 1996. Handbook of the birds of the world. Volume 3. Hoatzin to Auks. Lynx Editions, Barcelona.
- Delhey, J. K. V., M. Carrete y M. Martínez. 2001. Diet and feeding behaviour of Olrog's Gull *Larus atlanticus* in Bahía Blanca, Argentina. *Ardea* 89: 319-329.

- Devillers, P. 1977. Observations at a breeding colony of *Larus (belcheri) atlanticus*. *Gerfaut* 67:22-43.
- Devincenzi, G. 1926. Aves del Uruguay. Catálogo Descriptivo. Anales del Museo de Historia Natural de Montevideo. Serie II. Tomo II. Entrega II: 215-264.
- Dey, A. D., L. J. Niles, H. P. Sitters, K. Kalasz y R. I. G. Morrison. 2011. Update to the status of the Red Knot (*Calidris canutus*) in the Western Hemisphere. Unpublished report, Manomet Center for Conservation Sciences, Manomet, MA, USA.
- Dias, R. A. 2008. *Gubernatrix cristata*. Pp. 536-537 en Machado, A. B. M., G. M. Drummond y A. P. Paglia (eds). Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. MMA/Fundação Biodiversitas, Brasília.
- Dickinson, E. C. y L. Christidis (eds.). 2014. The Howard and Moore complete checklist of the birds of the World. Vol. 1. Passerines. Aves Press, Eastbourne, Reino Unido.
- Di Giacomo, A. S. 2005. Áreas Importantes para la conservación de las aves en Argentina: sitios prioritarios para la conservación de la biodiversidad. Buenos Aires, Argentina: Aves Argentinas/AOP, Temas de Naturaleza y Conservación N°5.
- Di Giacomo, A. S. y A. G. Di Giacomo. 2004. Extinción, historia natural y conservación de las poblaciones del Yetapá de Collar (*Alectrurus risora*) en la Argentina. *Ornitología Neotropical* 115: 145-157.
- Di Giacomo, A.S. y A.G. Di Giacomo. 2007. Observations of Strange-tailed Tyrant (*Alectrurus risora*) and other grassland birds following army ants and armadillos in humid Chaco, Argentina. *Journal of Field Ornithology* 77: 266- 268.
- Di Giacomo A.S., A. G. Di Giacomo, R. Kliger, J. C. Reboreda, R. Tiedemann y B. Mahler. 2015. No evidence of genetic variation in microsatellite and mitochondrial DNA markers among remaining populations of the Strange-tailed Tyrant *Alectrurus risora*, an endangered grassland species. *Bird Conservation International* 25: 127-138.
- Di Giacomo, A. G., A. S. Di Giacomo y J. C. Reboreda. 2011a. Effects of grassland burning on reproductive success of globally threatened Strange-tailed Tyrants *Alectrurus risora*. *Bird Conservation International* 21: 411-422.
- Di Giacomo, A. S., A. G. Di Giacomo y J. C. Reboreda. 2011b. Male and female reproductive success in a threatened polygynous species: the Strange-Tailed Tyrant (*Alectrurus risora*). *Condor* 103: 619-628.
- Di Giacomo, A. S., P. Vickery, H. Casañas, O. Spitznagel, C. Ostrosky, S. Krapovickas y A. Bosso. 2010. Landscape associations of globally threatened grassland birds in the Aguapey River Important Bird Area, Corrientes, Argentina. *Bird Conservation International* 20: 62-73.
- Dillingham, P. W. y D. Fletcher. 2011. Potential biological removal of albatrosses and petrels with minimal demographic information. *Biological Conservation* 144: 1885-1894.
- Domingo, A., S. Jiménez y C. Passadore. 2007. Plan de Acción Nacional para Reducir la Captura Incidental de Aves Marinas en las Pesquerías Uruguayas. Dirección Nacional de Recursos Acuáticos, Montevideo.
- Domínguez, M., J. C. Reboreda, y B. Mahler. 2015. Impact of Shiny Cowbird and botfly parasitism on the reproductive success of the globally endangered Yellow Cardinal *Gubernatrix cristata*. *Bird Conservation International* 25: 294–305.
- Domínguez, M., J. C. Reboreda, y B. Mahler. 2016. Effects of fragmentation and hybridization on geographical patterns of song variation in the endangered Yellow Cardinal *Gubernatrix cristata*. *Ibis* 158: 738-746.
- Domínguez, M., R. Tiedemann, J. C. Reboreda, L. Segura, F. Tittarelli y B. Mahler. 2017. Genetic structure reveals management units for the yellow cardinal (*Gubernatrix cristata*), endangered by habitat loss and illegal trapping. *Conservation Genetics* (2017): 1-10. Disponible en: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10592-017-0964-4> (consultado el 27/9/2017).
- Donne-Goussé, C., V. Laudet y C. Hänni. 2002. A molecular phylogeny of anseriformes based on mitochondrial DNA analysis. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 23: 339-356.
- d'Orbigny, A. 1835. Voyage dans L'Amérique Méridionale (Le Brésil, la République Orientale de L'Uruguay, la République Argentine, la Patagonie, la République du Chili, La République de Bolivia, la République du Pérou), Exécuté Pendant les Années 1826, 1827, 1828, 1829, 1830, 1831, 1832 et 1833. Tomo I. Chez Pitois-Levrault et C.e, Libraires-Éditeurs, Paris.
- d'Orbigny, A. 1839. Voyage dans L'Amérique Méridionale (Le Brésil, la République Orientale de L'Uruguay, la République Argentine, la Patagonie, la République du Chili, La République de Bolivia, la République

- du Pérou), Exécuté Pendant les Années 1826, 1827, 1828, 1829, 1830, 1831, 1832 et 1833. Tomo IV. Chez Pitois-Levrault et C.e, Libraires-Éditeurs, Paris.
- Dos Santos Molinari, E. 2003. Yetapá de Collar. Disponible en: <http://enriquedossantos.blogspot.com.uy/2011/10/yetapa-de-collar.html> (consultado el 10/9/2017).
- Dunning, J. B. 2008. Handbook of avian body masses. CRC Press, Boca Ratón, Florida.
- Durnford, H. 1877. Notes on the birds of the province of Buenos Aires. *Ibis* 4: 166-203.
- Durnford, H. 1878. Notes on the birds of central Patagonia. *Ibis* 8: 389-406.
- Edwards, G., 1747. A natural history of uncommon birds. Royal College of Physicians of London, Londres.
- Emslie, S.D, J. S. Weske, M. M. Browne, S. Cameron, R. Boettcher, D. F. Brinker y W. Golder. 2009. Population trends in Royal and Sandwich Terns along the Mid-Atlantic Seaboard, USA, 1975-2005. *Waterbirds* 32(1): 54-63.
- Enticott, J., 1991. Distribution of the Atlantic Petrel *Pterodroma incerta* at sea. *Marine Ornithology* 19: 49-60.
- Environment Canada. 2007. Recovery Strategy for the Eskimo Curlew (*Numenius borealis*) in Canada. Species at Risk Act Recovery Strategy Series. Environment Canada, Ottawa.
- Escalante, R. 1962. Frequency of occurrence of some sea birds in Uruguay. *Condor* 64: 510-512.
- Escalante, R. 1966. Notes on the Uruguayan population of *Larus belcheri*. *Condor* 68: 507-510.
- Escalante, R. 1968. Notes on the Royal Tern in Uruguay. *Condor* 70: 243-247.
- Escalante, R. 1970. Aves marinas del Río de la Plata y aguas vecinas del Océano Atlántico. Barreiro y Ramos S. A., Montevideo.
- Escalante, R. 1980. Notas sobre algunas aves de la vertiente atlántica de Sud América (Rallidae, Laridae). Resumen Jornadas Ciencias Naturales Montevideo 1: 33-34.
- Escalante, R. 1983. Catálogo de las aves uruguayas. Tercera Parte. Galliformes y Gruiformes. Intendencia Municipal de Montevideo, Montevideo.
- Escalante, R. 1984. Problemas en la conservación de dos poblaciones de Láridos sobre la costa atlántica de Sud América (*Larus (belcheri) atlanticus* y *Sterna maxima*). *Revista Museo Argentino de Ciencias Naturales Bernardino Rivadavia, Zool.*, 13 (16): 147-152.
- Escalante, R. 1985. Taxonomy and conservation of austral-breeding Royal Terns. *Ornithological Monographs* 36: 935-942.
- Escalante, R. 1998. Las aves de Larrañaga. El Toboso, Montevideo.
- Faanes, C. A. y S. E. Senner. 1991. Status and conservation of the Eskimo Curlew. *American Birds* 45: 237-239.
- Faria, P.J., N. M. R. Guedes, C. Yamashita, P. Martuscelli y C. Y. Miyaki. 2008. Genetic variation and population structure of the endangered Hyacinth Macaw (*Anodorhynchus hyacinthinus*): implications for conservation. *Biodiversity and Conservation* 17: 765-779.
- Favero, M., G. Blanco, G. García, S. Copello, J. P. Seco Pon, E. Frere, F. Quintana, P. Yorio, F. Rabuffetti, G. Cañete y P. Gandini. 2011. Seabird mortality associated with ice trawlers in the Patagonian shelf: effect of discards on the occurrence of interactions with fishing gear. *Animal Conservation* 14: 131-139.
- Favero, M., G. Blanco, S. Copello, J. Seco Pon, C. Patterlini, R. Mariano-Jelicich, G. García y M. P. Berón. 2013. Seabird bycatch in the Argentinean demersal longline fishery, 2001-2010. *Endangered Species Research* 19: 187-199.
- Fernández, G., G. Posse, V. Ferretti y F. M. Gabelli. 2004. Bird-habitat relationship for the declining Pampas Meadowlark populations in the southern Pampas grasslands. *Biological Conservation* 115: 139-148.
- Forshaw, J. M. 1989. Parrots of the world. 3ra. ed. Lansdowne Editions, Melbourne, Australia.
- Forster, J. R. 1772. An account of the birds sent from Hudson's Bay; with observations relative to their natural history; and Latin descriptions of some of the most uncommon. *Philosophical Transactions* 62: 382-433.
- Fraser, M., P. Ryan y B. Watkins. 1988. The seabirds of Inaccessible Island, South Atlantic Ocean. *Cormorant* 16: 7-33.

- Fretwell, P. T., P. Scofield y R. A. Phillips. 2017. Using super-high resolution satellite imagery to census threatened albatrosses. *Ibis*: 159: 481-490.
- Froy, H., S. Lewis, P. Catry, C. M. Bishop, I. P. Forster, A. Fukuda, H. Higuchi, B. Phalan, J. C. Xavier, D. H. Nussey y R. A. Phillips. 2015. Age-Related Variation in Foraging Behaviour in the Wandering Albatross at South Georgia: No Evidence for Senescence. *PLoS ONE* 10: e0116415.
- Fuller, E. 2000. *Extinct birds*. Oxford University Press, Oxford.
- Gabelli, F. M., G. J. Fernández, V. Ferretti, G. Posse, E. Coconier, H. J. Gavieiro, P. E. Llambías, P. I. Peláez, M. L. Vallés y P. L. Tubaro. 2004. Range contraction of the Pampas Meadowlark *Sturnella defilippii* in the southern Pampas grasslands of Argentina. *Oryx* 38: 164-170.
- Gales, R., N. Brothers y T. Reid. 1998. Seabird mortality in the Japanese tuna longline fishery around Australia, 1988-1995. *Biological Conservation* 86: 37-56.
- Gambarotta, J. C., A. Saralegui y E. M. González. 1999. Vertebrados tetrápodos del refugio de fauna Laguna de Castillos, Departamento de Rocha. *Relevamientos de Biodiversidad* 3: 1-31.
- García, G. O., M. Favero y R. Mariano-Jelicich. 2008. Red-gartered Coot *Fulica armillata* feeding on the grapsid crab *Cyrtograpsus angulatus*: advantages and disadvantages of an unusual food resource. *Ibis* 150: 110-114.
- García Borboroglu, P. y P. Yorio. 2007a. Breeding habitat requirements and selection by Olrog's Gull (*Larus atlanticus*), a threatened species. *Auk* 124: 1201-1212.
- García Borboroglu, P. y P. Yorio. 2007b. Comparative habitat use by syntopic Kelp Gulls (*Larus dominicanus*) and Olrog's Gulls (*L. atlanticus*) in coastal Patagonia. *Emu* 107: 321-326.
- García Bravo, A. y J. Barrio. 2014. New distribution records of the Buff-fronted Owl *Aegolius harrisii* Cassin, 1849 (Aves: Strigidae) in Peru. *Check List* 10 (1): 156-159.
- García-R., J. C., G. C. Gibb y S. A. Trewick. 2014. Deep global evolutionary radiation in birds: diversification and trait evolution in the cosmopolitan bird family Rallidae. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 81: 96-108.
- Gatto, A.J., y P. Yorio. 2009. Provisioning of mates and chicks by Cayenne and Royal Terns: resource partitioning in northern Patagonia, Argentina. *Emu* 109: 49-55.
- Gerzenstein, E. 1965a. Aves de la costa marítima y orilla fluvial del Uruguay. *El Hornero* 10(3): 235-246.
- Gerzenstein, E. 1965b. Aves nuevas para el Uruguay. *El Hornero* 10(3): 280-282.
- Gerzenstein, E. 1967. Nuevos datos sobre la avifauna uruguaya. *El Hornero*, 10(4):454- 458. Buenos Aires.
- Gibson, E. 1885. On the birds of Paisandú, Uruguay. *Ibis* 5: 275-283.
- Gibson, E. 1920. Further ornithological notes from the neighborhood of Cape San Antonio, Province of Buenos Ayres. Part III. Phoenicopteridae-Rheidae. *Ibis* 12: 1-97.
- Gibson, R. y A. Baker. 2012. Multiple gene sequences resolve phylogenetic relationships in the shorebird suborder Scolopaci (Aves: Charadriiformes). *Molecular Phylogenetics and Evolution* 64: 66-72.
- Gill, R. E., P. Canevari y E. H. Iversen. 1998. Eskimo Curlew (*Numenius borealis*), *The Birds of North America* (P. G. Rodewald, Ed.). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca. Disponible en <https://birdsna.org/Species-Account/bna/species/eskcur> (consultado el 27/9/2017).
- Girão, W. y C. Albano. 2010. Sinopse da história, taxonomia, distribuição e biologia do caboré *Aegolius harrisii* (Cassin, 1849). *Revista Brasileira de Ornitologia* 18: 102-109.
- Gochfeld, M., 1979a. Interspecific territoriality in Red-Breasted Meadowlarks and a method for estimating the mutuality of their participation. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 5: 159-170.
- Gochfeld, M. 1978. Social facilitation of singing: group size and flight song rates in the Pampas Meadowlark *Sturnella defilippii*. *Ibis* 120: 338-339.
- Gochfeld, M. 1979b. Brood parasite and host coevolution: interactions between Shiny Cowbirds and two species of meadowlarks. *American Naturalist* 113 (6): 855-870.
- Gollop, J. B., T. W. Barry y E. H. Iversen. 1986. Eskimo Curlew, a vanishing species? *Saskatchewan Nat. Hist. Soc. Spec. Publ. no. no. 17*.
- González, S. y A. Azpiroz. 2010. Fauna del Campo Natural. Pp: 24-37 en González, S. (ed.). *Manual de Buenas Prácticas para promover la biodiversidad y producción*. Hemisferio Sur, Montevideo.

- González, S., F. Alvarez y J. E. Maldonado. 2002. Morphometric Differentiation of the Endangered Pampas Deer (*Ozotoceros bezoarticus*), with Descriptions of New Subspecies from Uruguay. *Journal of Mammalogy* 83: 1127-1140.
- González, E. y J. A. Martínez-Lanfranco. 2012. Mamíferos del Uruguay. Guía de campo e introducción a su estudio y conservación. Banda Oriental, Montevideo.
- Gore, M. E. J. y A. M. R. Gepp. 1978. Las Aves del Uruguay. Mosca Hermanos S. A., Montevideo.
- Gould, J. 1841. The Zoology of the Voyage of the H.M.S. Beagle, under the Command of Captain Fitzroy, R. N., during the Years 1832 to 1836. Part III. Birds. Smith, Elder and Co., Londres.
- Guedes, N. M. R. 2004. Management and conservation of the Large Macaws in the Wild. *Ornitología Neotropical* 15 (Suppl.): 279-283.
- Hagen, Y. 1982. Migration and longevity of Yellow-nosed Albatrosses *Diomedea chlororhynchos* banded on Tristan da Cunha in 1938. *Ornis Scandinavica* 13: 247-248.
- Hahn, P. 1963. Where is that vanished bird? An index to the known specimens of the extinct and near extinct North American species. University of Toronto Press, Toronto.
- Hellmayr, C. E. 1937. Catalogue of birds of the Americas. Part X. Field Museum of Natural History Zoological Series Vol. 13.
- Herrera, G., G. Punta y P. Yorio. 2005. Diet specialization of Olog's Gull *Larus atlanticus* during the breeding season at Golfo San Jorge, Argentina. *Bird Conservation International* 15: 89-97.
- Holland, A. H y P. L. Sclater. 1893. Field-Notes on the Birds of the Estancia Santa Elena, Argentine Republic. *Ibis* 35: 483-488.
- Holland, A. H y P. L. Sclater. 1895. Field-Notes on the Birds of the Estancia Santa Elena, Argentine Republic. *Ibis* 37: 213-217.
- Howell, S y J. Dunn. 2007. Gulls of the Americas. Houghton Mifflin Company, New York.
- Hudson, W. H. 1920. Birds of La Plata. Vol. I. J. M. Dent & Sons Ltd., Londres.
- Hudson, W. H. 1974. Aves del Plata. Hispanoamérica, Buenos Aires.
- Hayman, P., J. H. Marchant y A. J. Prater. 1986. Shorebirds: an identification guide to the waders of the world. Houghton Mifflin Company, Boston, Massachusetts.
- Humphrey, P. S., D. S. Bridge, P. W. Reynolds y R. T. Peterson. 1970. Birds of Isla Grande (Tierra del Fuego). University of Kansas Museum of Natural History, Lawrence.
- ICMBio. 2013. Plano de ação nacional para a conservação dos passeriformes ameaçados dos campos sulinos e espinilho. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, (ICMBio), Brasília.
- ICMBio. 2016. Expedição registra exemplar de ave rara no Rio Grande do Sul. Comunicação ICMBio (61) 2028-9280. Disponible en <http://www.icmbio.gov.br/portal/ultimas-noticias/20-geral/7937-expedicao-registra-exemplar-de-cardeal-amarelo> (consultado el 19/5/2016).
- Imber, M., 1985. Origins, phytoeny and taxonomy of the gadfly petrels *Pterodroma* spp. *Ibis* 127: 197-229.
- Imber, M., 1992. Cephalopods eaten by wandering albatrosses (*Diomedea exulans* L.) breeding at six circum-polar localities. *Journal of the Royal Society of New Zealand* 22: 243-263.
- Imber, M., 1999. Diet and feeding ecology of the Royal Albatross *Diomedea epomophora*-king of the shelf break and inner slope. *Emu* 99: 200-211.
- Isacch, J. P. 2008. Implementing the Biosphere Reserve concept: the case of Parque Atlántico Mar Chiquito Biosphere Reserve from Argentina. *Biodiversity and Conservation* 17: 1799-1804.
- Isacch, J. P., D. A. Cardoni y O. O. Iribarne. 2014. Diversity and Habitat Distribution of Birds in Coastal Marshes and Comparisons with Surrounding Upland Habitats in Southeastern South America. *Estuaries and Coasts* 37: 229-239.
- Isacch, J. P., S. Holz, L. Ricci y M. M. Martínez. 2004. Post-fire Vegetation Change and Bird Use of a Salt Marsh in Coastal Argentina. *Wetlands* 24: 235-243.
- Isacch, J. P. y M. M. Marínez. 2003a. Habitat use by non-breeding shorebirds in flooding pampas grasslands of Argentina. *Waterbirds* 26: 494-500.
- Isacch, J. P. y M. M. Martínez. 2003b. Temporal variation in abundance and the population status of non-breeding Nearctic and Patagonian shorebirds in the flooding pampa grasslands of Argentina. *J. Field*

Ornithol. 74: 233-242.

Isacch, J. P., C. A. Darrieu y M. M. Martínez. 2005. Food abundance and dietary relationships among migratory shorebirds using grasslands during the non-breeding season. *Waterbirds* 28: 238-245.

IUCN. 2013. Documentation standards and consistency checks for IUCN Red List assessments and species accounts. Version 2. Adopted by the IUCN Red List Committee and IUCN SSC Steering Committee. Disponible en: http://www.iucnredlist.org/documents/RL_Standards_Consistency.pdf (consultado el 1 Nov 2017).

IUCN. 2017. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2017-2. Disponible en <http://www.iucnredlist.org> (consultado el 15/9/2017).

IUCN SPS (Standards and Petitions Subcommittee). 2017. Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. Version 13. Prepared by the Standards and Petitions Subcommittee. Disponible en: <http://www.iucnredlist.org/documents/RedListGuidelines.pdf>. (consultado el 1 Nov 2017).

Jackson, D.G., S. D. Emslie y M. van Tuinen. 2012. Genome skimming identifies polymorphism in tern populations and species. *BMC Research Notes* 5: 94.

Jaramillo, A. 2011. Yellow Cardinal (*Gubernatrix cristata*). Pp. 641 en Del Hoyo, J., A. Elliott y D. Christie (eds.). *Handbook of the Birds of the World. Volume 16. Tanagers to New World Blackbirds*. Lynx Edicions, Barcelona.

Jaramillo, A. P. y P. Burke. 1999. *New World Blackbirds: the Icterids*. Princeton University Press, Princeton.

Jentsch, A. y C. Beierkuhnlein. 2008. Research frontiers in climate change: Effects of extreme meteorological events on ecosystems. *Geoscience* 340: 621-628.

Jiménez, S., 2013. First record of Salvin's albatross (*Thalassarche salvini*) in Uruguayan waters. *Notornis* 60: 313-314.

Jiménez, S., J. S. Abente, A. B. Azpiroz, C. Savigny y M. Abreu. 2012c. First Uruguayan records of Great-winged Petrel *Pterodroma macroptera*. *Bulletin of the British Ornithologists' Club* 132: 209-212.

Jiménez, S., M. Abreu y A. Domingo. 2008. La captura incidental de los grandes albatross (*Diomedea* spp.) por la flota uruguaya de palangre pelágico en el Atlántico sudoccidental. *Collective Volume of Scientific Papers, ICCAT* 62: 1838-1850.

Jiménez, S., M. Abreu, M. Pons, M. Ortiz y A. Domingo. 2010. Assessing the impact of the pelagic longline fishery on albatrosses and petrels in the southwest Atlantic. *Aquatic Living Resources* 23: 49-64.

Jiménez, S. y A. Domingo. 2007. Albatros y Petreles: su interacción con la flota de palangre pelágico uruguaya en el Atlántico Sudoccidental (1998-2006). *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT* 60: 2110-2117.

Jiménez, S. y A. Domingo. 2009. A masked booby *Sula dactylatra* in Uruguay: southernmost record in the southwest Atlantic. *Marine Ornithology* 37: 283-284.

Jiménez, S., A. Domingo, M. Abreu y A. Brazeiro. 2011. Structure of the seabird assemblage associated with pelagic longline vessels in the southwestern Atlantic: implications for bycatch. *Endangered Species Research* 15: 241-254.

Jiménez, S., A. Domingo, M. Abreu y A. Brazeiro. 2012a. Bycatch susceptibility in pelagic longline fisheries: are albatrosses affected by the diving behaviour of medium-sized petrels? *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 22: 436-445.

Jiménez, S., A. Domingo, M. Abreu y A. Brazeiro. 2012b. Risk assessment and relative impact of Uruguayan pelagic longliners on seabirds. *Aquatic Living Resources* 25: 281-295.

Jiménez, S., A. Domingo y A. Brazeiro. 2009b. Seabird bycatch in the Southwest Atlantic: interaction with the Uruguayan pelagic longline fishery. *Polar Biology* 32, 187-196.

Jiménez, S., A. Domingo, A. Brazeiro, O. Defeo y R. A. Phillips. 2015a. Marine debris ingestion by albatrosses in the southwest Atlantic Ocean. *Marine Pollution Bulletin* 96: 149-154.

Jiménez, S., A. Domingo, A. Brazeiro, O. Defeo, M. Abreu, R. Forselledo, R. A. Phillips. 2017a. Sexual size dimorphism, spatial segregation and sex-biased bycatch of southern and northern royal albatrosses in pelagic longline fisheries. *Antarctic Science* 29: 147-154.

Jiménez, S., A. Domingo, A. Brazeiro, O. Defeo, A. Wood, H. Froy, J. Xavier y R. Phillips. 2016. Sex-related variation in the vulnerability of wandering albatrosses to pelagic longline fleets. *Animal Conservation* 19: 281-295.

- Jiménez, S., A. Domingo, A. Marquez, M. Abreu, A. D'Anatro y A. Pereira. 2009a. Interactions of long-line fishing with seabirds in the southwestern Atlantic Ocean, with a focus on White-capped Albatrosses (*Thalassarche steadi*). *Emu* 109: 321-326.
- Jiménez, S., R.A. Phillips, A. Brazeiro, O. Defeo y A. Domingo. 2014. Bycatch of great albatrosses in pelagic longline fisheries in the southwest Atlantic: Contributing factors and implications for management. *Biological Conservation* 171: 9-20.
- Jiménez, S., O. Pin y A. Domingo. 2015b. Plan de Acción Nacional para Reducir la Captura Incidental de Aves Marinas en las Pesquerías Uruguayas, 2015. Pp. 11-79. Domingo, A., R. Forselledo y S. Jiménez (eds.). Revisión de Planes de Acción Nacional para la Conservación de Aves Marinas y Condrictios en las Pesquerías Uruguayas. Dirección Nacional de Recursos Acuáticos, Montevideo.
- Jiménez, S., J. Xavier, A. Domingo, A. Brazeiro, O. Defeo, M. Viera, M. I. Lorenzo, R. A. Phillips. 2017b. Inter-specific niche partitioning and overlap in albatrosses and petrels: dietary divergence and the role of fishing discards. *Marine Biology* 164: 174.
- Jobling, J. A. 2017. Key to Scientific Names in Ornithology. En del Hoyo, J., A. Elliott, J. Sargatal, D. A. Christie y E. de Juana (eds.). *Handbook of the Birds of the World Alive*. Lynx Edicions, Barcelona. Disponible en: <http://www.hbw.com/dictionary/key-to-scientific-names-in-ornithology> (consultado el 27/9/2017).
- Johnsgard, P. A. 1981. *The plovers, sandpipers and snipes of the world*. University of Nebraska Press, Lincoln, Nebraska.
- Johnson, A. W. 1965. *The birds of Chile and adjacent regions of Argentina, Bolivia, and Peru*, 1. Platt Establecimientos Gráficos, Buenos Aires.
- Joseph, L., A. Toon, E. E. Schirtzinger, T. F. Wright y R. Schodde. 2012. A revised nomenclature and classification for family-group taxa of parrots. *Zootaxa* 3205: 26-40.
- Klaer, N. y T. Polacheck. 1997. By-catch of Albatrosses and other Seabirds by Japanese Longline Fishing Vessels in the Australian Fishing Zone from April 1992 to March 1995. *Emu* 97: 150-167.
- Klages, N. y J. Cooper. 1997. Diet of the Atlantic petrel *Pterodroma incerta* during breeding at South Atlantic Gough Island. *Marine Ornithology* 25: 13-16.
- König, C. 1999. Zur Ökologie und zum Lautinventar des Blaßstirnkauzes *Aegolius harrisii* (Cassin 1849) in Nordargentinien. *Ornithologische Mitteilungen* 51: 127-138.
- König, C. y F. Weick. 2008. *Owls of the world*. Segunda edición. Christopher Helm, Londres.
- Lapitz, F. 2010. Cardenal Amarillo. *Gubernatrix cristata*. *Achará Digital* 1: 8.
- Larracochea, G. A. 2017. Nidificación del Burrito Negruzco (*Porzana spiloptera*) en Villa del Mar, Buenos Aires, Argentina. *Nuestras Aves* 62: 24-27.
- La Sala, L y S. Martorelli. 2007. Intestinal acanthocephaladiosis in Olrog's Gull (*Larus atlanticus*): *Proflicolilis chasmagnathi* as possible cause of death. *Journal of Wildlife Diseases* 43: 269-273.
- La Sala, L. y S. Martorelli. 2010. First report of Olrog's Gull depredation by sympatric Kelp Gulls. *Wilson Journal of Ornithology* 122: 188-189.
- La Sala, L. F., P. F. Petracci, J. E. Smits, S. Botté y R. W. Furness. 2011. Mercury levels and health parameters in the threatened Olrog's Gull (*Larus atlanticus*) from Argentina. *Environmental Monitoring and Assessment* 181: 1-11.
- Lawrence, K. 1981. Courtship feeding and copulation of Royal Terns. *Wilson Bulletin* 93: 390-391.
- Lenzi, J., S. Jiménez, D. Caballero, A. Alfaro y P. Laporta. 2010. Some aspects of the breeding biology of Royal (*Thalasseus maximus*) and Cayenne Terns (*Thalasseus sandvicensis eurynathus*) on Isla Verde, Uruguay. *Ornitología Neotropical* 21: 361-370.
- Lenzi, J. 2013. Sub Componente Aves Marinas. Pp. 86-104 en DINARA (ed.). *Caracterización del ambiente marino en la zona de influencia del proyecto del puerto de aguas profundas (PAP) en la costa del Departamento de Rocha: Biodiversidad, pesquería y ecosistemas*. DINARA, Montevideo.
- Lezama, F., A. Altesor, R. J. León y J. M. Paruelo. 2006. Heterogeneidad de la vegetación en pastizales naturales de la región basáltica de Uruguay. *Ecología Austral* 16: 167-182.
- Lezama, F., A. Altesor, M. Pereira y J. M. Paruelo. 2011. Descripción de la heterogeneidad florística de las principales regiones geomorfológicas de Uruguay. En: *Bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de pastizales* (A. Altesor, W. Ayala, and J.M. Paruelo, eds.), pp. 15-32. Instituto Nacional de Investigaciones

Agropecuarias, Serie FPTA N° 26, Montevideo, Uruguay.

Livezey, B. C. 1986. A Phylogenetic analysis of recent anseriform genera using morphological characters. *Auk* 103: 737-754.

Livezey, B. C. 2010. Phylogenetics of modern shorebirds (Charadriiformes) based on phenotypic evidence: analysis and discussion. *Zoological Journal of the Linnean Society* 160: 567-618.

López-Lanús, B. 2008. *Sonidos de Aves del Cono Sur*. Audiornis Producciones, Buenos Aires.

López-Lanús, B., R. Güller, J. O. Veiga, P. Amoros, O. Melo, J. García M. Ragonesi, G. Bodrati y P. Güller. 2012a. Descripción del pichón de Burrito Negruzco (*Porzana spiloptera*). *Hornero* 27: 195-198.

López-Lanús, B., H. Ibáñez, A. Velazco y C. Bertonatti. 2016. Diagnóstico sobre la situación general del Cardenal Amarillo (*Gubernatrix cristata*) en la provincia de Entre Ríos, Argentina. *Nótulas Faunísticas (Segunda Serie)* 200: 1-16.

López-Lanús, B., J. Veiga, L. Segura, A. Boss, V. Ojeda, C. Savigny y L. Sympson. 2012b. Registro extralimital del Burrito negruzco (*Porzana spiloptera*, Durnford 1877) en la Península Valdés, Chubut, Argentina. *Nótulas Faunísticas* 101: 1-3.

López-Lanús, B., U. Ornstein, L.G. Olarte y J.M. Raggio. 2012c. Aporte para un análisis comparativo de las voces del Burrito Negruzco (*Porzana spiloptera*) y el Burrito Cuyano (*Laterallus jamaicensis*). *Hornero* 27: 183-188.

Lucero, F. 2013. Nueva variante en la vocalización del Burrito Negruzco (*Porzana spiloptera*) y el hallazgo de indicios de su reproducción en la provincia de San Juan, Argentina. *Nótulas Faunísticas* 132: 1-7.

Lucero, F. 2014. Las aguaditas y baños de Talacasto, nuevas localidades para el Burrito Negruzco (*Porzana spiloptera*) y su reaparición en los Bañados del Carau, Provincia de San Juan, Argentina. *Nótulas Faunísticas* 167: 1-6.

Macaulay Library. 2017. Yellow Cardinal, ML Audio 117978. Disponible en: <http://macaulaylibrary.org/audio/117978> (consultado el 27/9/2017).

Mackley, E.K., R. A. Phillips, J. R. D. Silk, E. D. Wakefield, V. Afanasyev, J. W. Fox y R.W., Furness. 2010. Free as a bird? Activity patterns of albatrosses during the nonbreeding period. *Marine Ecology Progress Series* 406: 291-303.

Madge, S. y H. Burn. 1988. *Waterfowl. An identification guide to the ducks, geese and swans of the world*. Houghton Mifflin Company, Boston.

MADS (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable) y Aves Argentinas 2015. Categorización de las Aves de la Argentina. Informe del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación y de Aves Argentinas. Buenos Aires, Argentina. Disponible en: <http://ambiente.gob.ar/wp-content/uploads/Categorizacion-de-aves-de-la-Argentina.pdf> (consultado el 2 Dic 2017).

Maree, B., R. Wanless, T. Fairweather, B. Sullivan y O. Yates. 2014. Significant reductions in mortality of threatened seabirds in a South African trawl fishery. *Animal Conservation* 17: 520-529.

Marelli, C. A. 1919. Sobre el contenido del estómago de algunas aves. *Hornero* 1: 221-228.

Marini, M.A. y F. I. Garcia. 2005. Bird conservation in Brazil. *Conservation Biology* 19: 665-671.

Marks, J. S., R. J. Cannings y H. Mikkola. 1999. Family Strigidae (Typical owls). Pp. 76-243 en del Hoyo, J., A. Elliott y J. Sargatal (eds). *Handbook of the Birds of the World. Volume 5. Barn-owls to Hummingbirds*. Lynx Edicions, Barcelona.

Martínez, M.M., M.S. Bó y J.P. Isacch. 1997. Hábitat y abundancia de *Coturnicops notata* y *Porzana spiloptera* en Mar Chiquita, Provincia de Buenos Aires, Argentina. *Hornero* 14: 274-277.

Martínez, M. M., J. P. Isacch y M. Rojas. 2000. Ologro's Gull *Larus atlanticus*: specialist or generalist? *Bird Conservation International* 10: 89-92.

Martínez-Curci, N. S. y A. Fallabrino. 2009. Ecology and conservation of the Red Knots (*Calidris canutus rufa*) in Rocha, Uruguay. *Actas de la III Western Hemisphere Shorebird Group Meeting*. Mazatlán, Sinaloa, Mexico. Pp. 76.

Martínez-Curci, N.S., E. Bremer, A. B. Azpiroz, G. E. Battaglia, J. Salerno, J. P. Isacch, P. González, G. J. Castresana y P. Rojas. 2015b. Migrating and over-summering Red Knot *Calidris canutus rufa* numbers at Punta Rasa, Samborombón Bay, Argentina, over a 30-year period (1985-2014). *Wader Study*: 236-242.

- Martínez-Curci, N., J. P. Isacch y A. Azpiroz. 2015a. Shorebird Seasonal Abundance and Habitat-use Patterns in Punta Rasa, Samborombón Bay, Argentina. *Waterbirds* 38: 68-76.
- Martins-Ferreira, C. 2010. Estrutura populacional, diversidade genética, área de distribuição e conservação do cardenal-amarelo: *Gubernatrix cristata* (Vieillot, 1817) (aves, passeriformes, emberizidae). Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Tesis doctoral.
- Martins-Ferreira C., O. Haddrath, A. J. Baker y T. R. O. Freitas. 2010. Isolation and characterization of 10 microsatellite loci in the Yellow Cardinal *Gubernatrix cristata*. *Molecular Ecology Resources* 10: 751-754.
- Martins-Ferreira C., M. Repenning y R. Vargas Damiani. 2013. *Gubernatrix cristata*. Pp. 116-119 en ICMBio. Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Passeriformes Ameaçados dos Campos Sulinos e Espinilho. Série Espécies Ameaçadas. ICMBio, Brasília.
- McNeil, R., M. T. Diaz y A. Villeneuve. 1994. The mystery of shorebird over-summering: a new hypothesis. *Ardea* 82: 143-152.
- Medway, D.G., 1993. The identity of the Chocolate Albatross *Diomedea spadicea* of Gmelin, 1789 and of the Wandering Albatross *Diomedea exulans* of Linnaeus, 1758. *Notornis* 40: 145-162.
- Medway, D.G., 1998. Type specimens of albatrosses collected on Cook's second voyage. Pp. 3-12 en Robertson, G., y R. Gales (eds.). *Albatross Biology and Conservation*. Surrey Beatty & Sons, Chipping Norton, Australia.
- Meriggi, J. L., H. V. Ibáñez y J. A. Aguirre. 2013. Diagnóstico del estado poblacional y acciones para la conservación de la loica pampeana (*Sturnella defilippii*) en las provincias de Buenos Aires y La Pampa. Informe técnico. Dirección de Fauna Silvestre, Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, Buenos Aires.
- Meriggi, J. L., H. V. Ibáñez y J. A. Aguirre. 2014. Monitoreo Poblacional de la Loica Pampeana (*Sturnella defilippii*) y Acciones para su Conservación. Temporada 2013. Informe técnico. Dirección de Fauna Silvestre, Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, Buenos Aires.
- Meyer de Schauensee, R. 1966. The species of birds of South America. Livingston Publishing Co. and Academy of Natural Sciences of Philadelphia, Narberth, Pennsylvania.
- Mikkola, H. 2012. *Owls of the World: A Photographic Guide*. Christopher Helm, Londres.
- Miranda Vittone, C. 1955. *Campo y Cielo. Relato (Pájaros del Uruguay)*. Talleres Gráficos Prometeo, Montevideo.
- Moore, P.J. y S. M. Bettany. 2005. Band recoveries of southern royal albatrosses (*Diomedea epomophora*) from Campbell Island, 1943-2003. *Notornis* 52: 195-205.
- Moreno, C., P. Rubilar, E. Marschoff y L. Benzaquen. 1996. Factors affecting the incidental mortality of seabirds in the Dissostichus eleginoides fishery in the southwest Atlantic (Subarea 48.3, 1995 season). *Ccamlr Science* 3: 79-91.
- Morrison, R. I. G, B. J., McCaffery, R. E., Gill, S. K., Skagen, S. L., Jones, G. W., Page, C. L. Gratto-Trevor y B. A. Andres. 2006. Population estimates of North American shorebirds, 2006. *Wader Study Group Bulletin* 111: 67-85.
- Morrison, R. I. G, R. K. Ross y L. J. Niles. 2004. Declines in wintering populations of Red Knots in Southern South America. *Condor* 106: 60-70.
- Motta-Junior, J. C. y A. C. Rocha Braga. 2012. Estado del conocimiento sobre la ecología y biología de Búhos en Brasil. *Ornitología Neotropical* 23: 233-240.
- Muniz, P., J. Clemente y E. Brugnoli. 2005. Benthic invasive pests in Uruguay: A new problem or an old one recently perceived? *Marine Pollution Bulletin* 50: 993-1018.
- Murphy, R.C., 1917. A new albatross from the west coast of South America. *Bulletin American Museum of Natural History* 37, 861-864.
- Murphy, R.C., 1936. *Oceanic birds of South America*. The American Museum of Natural History, Nueva York.
- Murphy, R. C. y J. M. Pennoyer. 1952. Large petrels of the Genus *Pterodroma*. *American Museum Novitates* 1580: 1-43.
- Murray, T., J. Bartle, S. Kalish, y P. Taylor. 1993. Incidental capture of seabirds by Japanese southern bluefin

- tuna longline vessels in New Zealand waters, 1988-1992. *Bird Conservation International* 3: 181-210.
- Myers, J. P. 1983. Conservation of migrating shorebirds: staging areas, geographic bottlenecks, and regional movements. *Migration and Conservation* 37: 23-25.
- Myers, J. P., R. I. G. Morrison, P. Z. Antas, B. A. Harrington, T. E. Lovejoy, M. Sallaberry, S. E. Senner, y A. Tarak. 1987. Conservation strategy for migratory species. *American Scientist* 75: 19-26.
- Naka, L. 2013. In Memorium: Juan Mazar Barnett, 1975-2012. *The Condor* 115: 688-692.
- Narosky, T., A. G. Di Giacomo y B. M. López-Lanús. 1990. Notas sobre aves del sur de Buenos Aires. *Hornero* 13: 173-178.
- Narosky, T. y D. Yzurieta. 1987. Guía para la identificación de las aves de Argentina y Uruguay. Vazquez Mazzini Editores, Buenos Aires.
- Narosky, T. y D. Yzurieta. 2010. Aves de Argentina y Uruguay. Guía de identificación. Vazquez Mazzini Editores, Buenos Aires.
- Nicholls, D.G. 2007. Plumages of northern (*Diomedea sanfordi*) and southern royal (*D. epomophora*) albatrosses observed in Chilean seas in September 2004. *Notornis* 54: 158-167.
- Nicholls, D.G., C.J.R. Robertson, P. A. Prince, M. D. Murray, K. J. Walker y G. P. Elliott. 2002. Foraging niches of three *Diomedea* albatrosses. *Marine Ecology Progress Series* 231: 269-277.
- Nicholls, D.G., C.J.R. Robertson y B. Naef-Daenzer. 2005. Evaluating distribution modelling using kernel functions for northern royal albatrosses (*Diomedea sanfordi*) at sea off South America. *Notornis* 52: 223-235.
- Niles, L. J., H. P. Sitters, A. D. Dey, P. W. Atkinson, A. J. Baker, K. A. Bennett, R. Carmona, K. E. Clark, N. A. Clark, C. Espoz, P. M. González, B. A. Harrington, D. E. Hernández, K. S. Kalasz, R. G. Lathrop, R. N. Matus, C. D. T. Minton, R. I. G. Morrison, M. K. Peck, W. Pitts, R. A. Robinson y I. L. Serrano. 2008. Status of the Red Knot (*Calidris canutus rufa*) in the Western Hemisphere. *Studies in Avian Biology* 36: 1-185.
- Niles, L. J., J. Bart, H. P. Sitters, A. D. Dey, K. E. Clark, P. W. Atkinson, A. J. Baker, K. A. Bennett, K. S. Kalasz, N. A. Clark, J. Clark, S. Gillings, A. S. Gates, P. M. González, D. E. Hernández, C. D. T. Minton, R. I. G. Morrison, R. R. Porter, R. K. Ross y R. Veitch. 2009. Effects of Horseshoe Crab harvest in Delaware Bay on Red Knots: Are harvest restrictions working? *BioScience* 59: 153-164.
- Niles, L. J., J. Burger, R. D. Porter, A. D. Dey, C. D. T. Minton, P. M. González, A. J. Baker, J. W. Fox y C. Gordon. 2010. First results using light level geolocators to track Red Knots in the Western Hemisphere show rapid and long intercontinental flights and new details of migration pathways. *Wader Study Group Bulletin* 117: 123-130.
- Nores, M. y D. Yzurieta. 1994. The status of Argentine Parrots. *Bird Conservation International* 4: 313-328.
- Nunn, G.B., J. Cooper, P. Jouventin, C. J. Robertson y G. G. Robertson. 1996. Evolutionary relationships among extant albatrosses (Procellariiformes: Diomedidae) established from complete cytochrome-b gene sequences. *The Auk* 113: 784-801.
- Nunn, G.B. y S.E. Stanley. 1998. Body size effects and rates of cytochrome b evolution in tube-nosed seabirds. *Molecular Biology and Evolution* 15: 1360-1371.
- Olmedo Masat, O. M., M. L. Chatellenaz y J. L. Fontana. 2011. Dieta del Ñandú, *Rhea americana* (Aves: Rheidae), en el Parque Nacional Mburucuyá, Argentina. *Brenesia* 75-76: 83-89.
- Olmos, F., 1997. Seabirds attending bottom long-line fishing off southeastern Brazil. *Ibis* 139: 685-691.
- Olmos, F., 2002. First record of Northern Royal Albatross (*Diomedea sanfordi*) in Brazil. *Ararajuba* 10: 271-272.
- Olog, C. C. 1958. Notas ornitológicas sobre la colección del Instituto Miguel Lillo, Tucumán. *Acta Zoológica Lilloana* 15: 5-18.
- Olog, C. C. 1967. Breeding of the Band-tailed Gull (*Larus belcheri*) on the Atlantic coast of Argentina. *Condor* 69: 42-48.
- Olog, C. C. 1968. Las aves sudamericanas: una guía de campo. Instituto Miguel Lillo, Tucumán.
- Olog, C. C. 1979. Notas ornitológicas XI. Sobre la colección del Instituto Miguel Lillo. *Acta Zoológica Lilloana* 33: 5-7.
- Olog, C. C. 1984. Las aves argentinas. Administración de Parques Nacionales, Buenos Aires.

- Olog, C. C. 1985. Status of wet forest raptors in northern Argentina. Conservation Studies on Raptors. ICBP Technical Publication 5: 191-197.
- Onley, D. y P. Scofield. 2007. Albatrosses, Petrels and Shearwaters of the World. Christopher Helm, Londres.
- Orfila, N. R. 1936. Los Psittaciformes Argentinos. Hornero 6: 197-225.
- Orgeira, J. L. 2001. Nuevos registros del Petrel Atlántico (*Pterodroma incerta*) en Océano Atlántico sur y Antártida. Ornitología Neotropical 12: 165-171.
- Orgeira, J. L., G. Scioscia, M. A. Torres y N. A. Dellabianca. 2013. New at-sea records of pelagic seabirds in the South Atlantic Ocean and Antarctica. Polar Research 32:1, 18972. Disponible en <http://www.tandfonline.com/doi/full/10.3402/polar.v32i0.18972> (consultado el 27/9/2017).
- Otley, H., T. Reid, R. Phillips, A. Wood, B. Phalan y I. Forster. 2007. Origin, age, sex and breeding status of wandering albatrosses (*Diomedea exulans*), northern (*Macronectes halli*) and southern giant petrels (*Macronectes giganteus*) attending demersal longliners in Falkland Islands and Scotia Ridge waters, 2001–2005. Polar Biology 30: 359-368.
- Pacheco, J.F., J.O. Branco y V. de Queiroz Piacentini. 2009. Olog's Gull *Larus atlanticus* in Santa Catarina, Brazil: northernmost occurrence and first state record. Cotinga 31: 149.
- Paeflsler, R. 1911. Während der Reise von Hamburg nach Chile und zurück beobachtete Seevögel. Ornithologische Monatsberichte 7-8: 127-129.
- Paeflsler, R. 1913. Beiträge zur Verbreitung der Seevögel. Journal für Ornithologie 61: 41-51.
- Paeflsler, R. 1914. Beiträge zur Verbreitung der Seevögel. Journal für Ornithologie 62: 272-278.
- Pagano, L., U. Ornstein y D. Monteleone. 2011. Dot-winged Crake *Porzana spiloptera*: a shadow in the pampas salty grasslands. Neotropical Birding 8: 40-43.
- Pearman, M. 1994. Neotropical Notebook. Uruguay. Cotinga 2: 30.
- Penhallurick, J. 2012. The number of albatross (Diomedidae) species. Open Ornithology Journal 5: 32-41.
- Penhallurick, J. y M. Wink. 2004. Analysis of the taxonomy and nomenclature of the Procellariiformes based on complete nucleotide sequences of the mitochondrial cytochrome b gene. Emu 104: 125-147.
- Pereira L. Q., B. P. Berto, W. Flausino, M. Lovato y C. W. G. Lopes. 2011. *Isospora bocamontensis* n. sp. (Apicomplexa: Eimeriidae) from the yellow cardinal *Gubernatrix cristata* (Vieillot) (Passeriformes: Emberizidae) in South America. Systematic Parasitology 78: 73-80.
- Pereira L.Q., I. M. O. Corrêa, G. H. Schneiders, M. T. Linhares, D. T. Almeida y M. Lovato. 2013. *Isospora bocamontensis* (Protozoa: Apicomplexa) in captive yellow cardinal *Gubernatrix cristata* (Passeriformes: Emberizidae). Pesquisa Veterinária Brasileira 33 (3): 384-388.
- Pereira Guerra, D. 2013. El Cardenal Amarillo en las Sierras de Lavalleja. Imprenta Acuario, Minas, Lavalleja, Uruguay.
- Pereyra, J. A. 1938. Aves de la zona ribereña nordeste de la provincia de Buenos Aires. Memorias del Jardín Zoológico de La Plata 9: 1-304.
- Pereyra, J. A. 1950. Avifauna argentina (contribución a la ornitología). Hornero 9: 178-241.
- Pessino, M., R. Banchs, M. Fernández y M. Dolsan. 2002. Registro de un híbrido de entre Cardenal Amarillo (*Gubernatrix cristata*) y Diuca Común (*Diuca diuca*) en la provincia de La Pampa, Argentina.
- Pessino, M. 2006. Nuevo registro y descripción de híbridos entre Cardenal Amarillo (*Gubernatrix cristata*) y Diuca Común (*Diuca diuca*) en el norte de la provincia de La Pampa, Argentina. Nuestras Aves 44: 15-16.
- Petersen, S.L., M.B. Honig, P.G. Ryan y L.G. Underhill. 2009. Seabird bycatch in the pelagic longline fishery off southern Africa African Journal of Marine Science 31: 191-204.
- Petracci, P., J. K. V. Delhey y M. Sotelo. 2007. Hábitos granívoros en la Gaviota Cangrejera (*Larus atlanticus*): implicancias sobre su estatus de especialista. Hornero 22: 51-54.
- Petracci, P. F., L. La Sala, G. Aguerre, C. H. F. Pérez, N. Acosta, M. Sotelo y C. Pamparana. 2004. Dieta de la Gaviota Cocinera (*Larus dominicanus*) durante el período reproductivo en el estuario de Bahía Blanca, Buenos Aires, Argentina. Hornero 19: 23-28.
- Phillips, J. C. 1929. An attempt to list the extinct and vanishing birds of the Western Hemisphere with some notes on recent status, location of specimens, etc. Pp. 503-534 en Steinbacher, F. (ed.) Verhandlungen des VI. Internationalen Ornithologen-Kongresses in Kopenhagen 1926. Copenhague, Dinamarca.

- Pickering, S. P. C. 1989. Attendance patterns and behaviour in relation to experience and pair-bond formation in the Wandering Albatross *Diomedea exulans* at South Georgia. *Ibis* 131: 183-195.
- Piersma, T., G. A. Gudmundsson y K. Lilliendahl. 1999. Rapid changes in the size of different functional organ and muscle groups during refueling in a long-distance migrating shorebird. *Physiological and Biochemical Zoology* 72 (4): 405-415.
- Pinto, R. M. y D. Noronha. 2003. Analysis of brazilian species of *Pelecitus* Railliet & Henry (Nematoda, Filarioidea) with the establishment of new records. *Revista Brasileira de Zoologia* 20: 361-364.
- Pittman, T. 1992. The glaucous macaw. Does it still exist? *Parrot Society Magazine* 26: 366-371.
- Pittman, T. 1998. The Glaucous Macaw - Dead or alive? The continuing saga. Disponible en <http://www.bluemacaws.org/en-gb/article/glaucous-macaw-dead-or-alive> (consultado el 27/07/2017).
- Policarpo, I. da S. 2013. Uso de Aves Silvestres no Brasil: Aspectos Etnozoológicos e Conservação. Tesis de Licenciatura, Universidad Estadual da Paraíba, Campina Grande, Paraíba.
- Poncet, S., G. Robertson, R. Phillips, K. Lawton, B. Phalan, P. Trathan y J. Croxall. 2006. Status and distribution of wandering, black-browed and grey-headed albatrosses breeding at South Georgia. *Polar Biology* 29: 772-781.
- Poncet, S., A. C. Wolfaardt, A. Black, S. Browning, K. Lawton, J. Lee, K. Passfield, G. Strange y R. A. Phillips. 2017. Recent trends in numbers of wandering (*Diomedea exulans*), black-browed (*Thalassarche melanophris*) and grey-headed (*T. chrysostoma*) albatrosses breeding at South Georgia. *Polar Biology* 40: 1347-1358.
- Pons, J. M., A. Hassanin y P. A. Crochet. 2005. Phylogenetic relationships within the Laridae (Charadriiformes: Aves) inferred from mitochondrial markers. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 37: 686-699.
- Powell, A. F. L. A., F. K. Barker, S. M. Lanyon, K. J. Burns, J. Klicka, y I. J. Lovette. 2013. A comprehensive species-level molecular phylogeny of the New World blackbirds (Icteridae). *Molecular Phylogenetics and Evolution* 71: 94-112.
- Prancetti, G. E. 2013. Burrito Negruzco (*Porzana spiloptera*). ID Fotografía: 19861. Disponible en <http://www.ecoregistros.org/site/imagen.php?id=19861> (consultado el 7/2/ 2015).
- Prince, P. A., A. G. Wood, T. Barton y J. P. Croxall. 1992. Satellite tracking of wandering albatrosses (*Diomedea exulans*) in the South Atlantic. *Antarctic Science* 4: 31-36.
- Prince, P. A., J. P. Croxall, P. N. Tratham y A. G. Wood. 1998. The pelagic distribution of South Georgia albatrosses and their relationships with fisheries. Pp. 137-167 en Robertson, G. y R. Gales (eds.). *Albatross Biology and Conservation*. Surrey Beatty & Sons, Chipping Norton, Australia.
- Quintana, F. y P. Yorio. 1997a. Cleptoparasitismo intra e interespecífico en una colonia mixta de gaviotines Real (*Sterna maxima*) y Pico Amarillo (*S. eurygnatha*). *Hornero* 14: 256-259.
- Quintana, F. y P. Yorio. 1997b. Breeding biology of Royal and Cayenne Terns at a mixed-species colony in Patagonia. *Wilson Bulletin* 109: 650-662.
- Quintana, F. y P. Yorio. 1998. Competition for nest sites between Kelp Gulls (*Larus dominicanus*) and Terns (*Sterna maxima* and *S. eurygnatha*) in Patagonia. *Auk* 115: 1068-1071.
- Quintana, F. y P. Yorio. 1999. Kleptoparasitism by Kelp Gulls on Royal and Cayenne Terns at Punta León, Argentina. *Journal of Field Ornithology* 70: 337-342.
- Rebelato, M. M., G. G., Cunha, R. F. Machado y P. A. Hartmann. 2011. Novo registro do caburé-acanelado (*Aegolius harrisii*) no Bioma Pampa, sul do Brasil. *Biotemas* 24 (1): 105-107.
- Remsen, J. V., Jr., J. I. Areta, C. D. Cadena, S. Claramunt, A. Jaramillo, J. F. Pacheco, J. Pérez-Emán, M. B. Robbins, F. G. Stiles, D. F. Stotz, and K. J. Zimmer. Version [28 Abril 2017]. A classification of the bird species of South America. American Ornithologists' Union. <http://www.museum.lsu.edu/~Remsen/SACCBaseline.htm> (consultado el 27/9/2017)
- Repetto, L., A. Azpiroz, N. Cozzani y S. González, S. 2014. Caracterización genética de la población de Loica Pampeana (*Sturnella defilippii*, Passeriformes, Aves) de Arerunguá, Uruguay con el gen ND2. *Resúmenes III Congreso Uruguayo de Zoología*: 261-262.
- Rexer-Huber, K., G. C. Parker, P. G. Ryan y R. J. Cuthbert. 2014. Burrow occupancy and population size in the Atlantic Petrel *Pterodroma incerta*: a comparison of methods. *Marine Ornithology* 42: 137-141.
- Rheindt, F. E. y J. J. Austin. 2005. Major analytical and conceptual shortcomings in a recent taxonomic

- revision of the Procellariiformes—a reply to Penhallurick and Wink (2004). *Emu* 105: 181-186.
- Richard, Y., L. Perriman, C. Lalas y E. R. Abraham. 2014. Demographic rates of northern royal albatross at Taiaroa Head, New Zealand. *PeerJ* 3:e906. Disponible en <https://doi.org/10.7717/peerj.906> (consultado el 27/9/2017).
- Richardson, D. M. 1998. Forestry Trees as Invasive Aliens. *Conservation Biology* 12: 18-26.
- Richardson, M.E. 1984. Aspects of the ornithology of the Tristan da Cunha group and Gough Island, 1972-1974. *Cormorant* 12: 123-201.
- Ridgely, R. S. 1981. The current distribution and status of mainland neotropical parrots. Pp. 233-384 en R. F. Pasquier (ed.). *Conservation of New World parrots*. International Council for Bird Preservation. Technical Publication 1. Smithsonian Institution Press, Washington, D. C.
- Ridgway, R. 1919. The birds of North and Middle America: a descriptive catalogue of the higher groups, genera, species, and subspecies of birds known to occur in North America, Pt. 8. U.S. National Museum Bulletin No. 50.
- Ripley, D. S. 1977. *Rails of the World*. A monograph of the family Rallidae. David R. Godine, Boston.
- Robertson, C. J. R. 1993. Survival and Longevity of the Northern Royal Albatross *Diomedea epomophora sanfordi* at Taiaroa Head 1937-93. *Emu* 93: 269-276.
- Robertson, C. J. R. 1998. Factors influencing the breeding performance of the Northern Royal Albatross. Pp. 20-45 en Robertson, G. y R. Gales (eds.). *Albatross Biology and Conservation*. Surrey Beatty & Sons, Chipping Norton, Australia.
- Robertson, C. J. R. 2001. Effects of intervention on the Royal albatross population at Taiaroa Head, Otago, 1937-2001. Department of Conservation, Wellington, Nueva Zelanda.
- Robertson, C. J. R. 2002. The Scientific name of the Indian yellow-nosed albatross *Thalassarche carteri*. *Marine Ornithology* 30: 48-49.
- Robertson, C. J. R. y G. B. Nunn. 1998. Towards a new taxonomy for albatrosses. Pp. 13-19 en Robertson, G. y R. Gales (eds.). *Albatross Biology and Conservation*. Beatty and Sons, Chipping Norton, Australia.
- Robertson, C. J. R. y D. G. Nicholls. 2000. Round the world with the northern royal albatross (*Diomedea sanfordi*). *Notornis* 47: 176-176.
- Robertson, C. J. R. y D. G. Nicholls. 2004a. Northern Royal Albatross *Diomedea sanfordi* - Chatham Islands and Taiaroa. Pp. 29-30 en BirdLife International (ed.). *Tracking ocean wanderers: the global distribution of albatrosses and petrels*. Results from the Global Procellariiform Tracking Workshop, 1-5 September, 2003, Gordon's Bay, South Africa. BirdLife International, Cambridge.
- Robertson, C. J. R. y D. G. Nicholls. 2004b. Northern Royal Albatross *Diomedea sanfordi* - Chatham Islands and Taiaroa. Pp. 32-33 en BirdLife International (ed.). *Tracking ocean wanderers: the global distribution of albatrosses and petrels*. Results from the Global Procellariiform Tracking Workshop, 1-5 September, 2003, Gordon's Bay, South Africa. BirdLife International, Cambridge.
- Robertson, C. J. R., E. A. Bell, N. Sinclair y B. D. Bell. 2003. Distribution of seabirds from New Zealand that overlap with fisheries worldwide. In *DOC Science for Conservation* 233. Department of Conservation, Wellington, Nueva Zelanda.
- Rocha, G. 2003. *Aves del Uruguay. El país de los Pájaros Pintados*. Banda Oriental, Montevideo.
- Rocha, G. 2008. *Aves del Uruguay. El país de los Pájaros Pintados*. Vol. 3. Banda Oriental, Montevideo.
- Rocha Sagrera, G. 2000. Notas significativas sobre la presencia de algunas especies en la confluencia del Río Tacuarí y Laguna Merín, Cerro Largo. *Achará* 3: 4-6.
- Rodríguez, E. D. 2013. Registro de nidificación de la Lechucita Canela (*Aegolius harrisii dabbenei*) en la provincia de Salta. *Nuestras Aves* 58: 61-62.
- Rookmaaker, K. 2009. Darwin's itinerary on the voyage of the Beagle. Disponible en <http://darwin-online.org.uk/> (Darwin Online) (consultado el 27/9/2017).
- Rothstein, S. I. 2004. Brown-headed Cowbird: villain or scapegoat? *Birding* 36: 374-384.
- Roux, J. P., P. Jouventin, J. L. Mougín, J. C. Stahl y H. Weimerskirch. 1983. Un nouvel albatros: *Diomedea amsterdamensis* n. sp. decouvert sur l'île Amsterdam (37°50S, 77°35'E). *L'Oiseau Revue Française d'Ornithologie* 53: 1-11.

- Rowan, M. K., 1951. The Yellow-nosed albatross, *Diomedea chlororhynchos* Gmelin, at its breeding grounds in the Tristan da Cunha Group. *Ostrich* 22: 139-155.
- Rudolf, J. C. y S. Umpiérrez. 1992. Comunidad de aves de la localidad de Tres Bocas (departamento de Río Negro, Uruguay) y medidas para su conservación. *Boletín Sociedad Zoológica del Uruguay* (2da época) 7: 43-44.
- Rumboll, M.A., y J. R. Jehl. 1977. Observations on pelagic birds in the South Atlantic Ocean in the Austral Spring. *Transactions of The San Diego Society of Natural History* 19: 1-16.
- Ryan, P.G., R. Cuthbert y J. Cooper. 2007. Two-egg clutches among albatrosses. *Emu* 107: 210-213.
- Ryan, P.G., N. Glass y R. A. Ronconi. 2011. The plants and birds of Stoltenhoff and Middle Islands, Tristan da Cunha. *Polar Record* 47: 86-89.
- Sánchez Labrador, J. 1968. Peces y aves del Paraguay natural. Ilustrado 1767. Compañía General Fabril Editora S.A., Buenos Aires.
- Sanders, F. J. y S. J. Ray. 2015. Encounters of Royal Terns (*Thalasseus maximus*) Banded in South Carolina. *Southeastern Naturalist* 14(1): 1-8.
- Santos, R. E. F. 2009. Ampliação da distribuição de *Aegolius harrisi* a partir de coleta por atropelamento. *Atualidades Ornitológicas* 147: 46 -47.
- Scarabino, F. 2006. Faunística y taxonomía de invertebrados bentónicos marinos y estuarinos de la costa uruguaya. Pp. 113-142 en: Menafrá R., Rodríguez- Gallego L., Scarabino F. y D. Conde (eds). Bases para la conservación y el manejo de la costa uruguaya. Vida Silvestre Uruguay, Montevideo.
- Scherer, A. L. y M. V. Petry. 2012. Seasonal variation in shorebird abundance in the state of Rio Grande do Sul, southern Brazil. *Wilson Journal of Ornithology* 124: 40-50.
- Sclater, P. L. y W. H. Hudson. 1888. Argentine Ornithology. A descriptive catalogue of the birds of the Argentine Republic. Vol. 1. R. H. Porter, Londres.
- Sclater, P. L. y W. H. Hudson. 1889. Argentine Ornithology. A descriptive catalogue of the birds of the Argentine Republic. Vol. 2. R. H. Porter, London.
- Sharpe, R.B. 1899. [*Gisella iheringi* sp. nov.]. *Bulletin of the British Ornithologists' Club* 9: 39-40.
- Short, L. L. 1968. Sympatry of Red-breasted meadowlarks in Argentina, and the taxonomy of Meadowlarks (Aves: Leistes, Pezites, and Sturnella). *American Museum Novitates* 2349: 1-30.
- Short, L. L. 1975. A zoogeographic analysis of the South American Chaco avifauna. *Bulletin of the American Museum of Natural History* 154: 165-352.
- Sibley, C.G. y B. L. Monroe. 1990. Distribution and taxonomy of Birds of the World. Yale University Press, New Haven y Londres.
- Sick, H. 1985. *Ornitologia Brasileira, uma introdução*. Editora Universidade de Brasilia, Brasilia.
- Sick, H. 2001. *Ornitologia Brasileira*. Editora Nova Fronteira, Rio de Janeiro, Brasil.
- Sick, H., L. P. Gonzaga y D. M. Teixeira. 1987. A arara-azul- de-Lear, *Anodorhynchus leari* Bonaparte, 1856. *Revista Brasileira de Zoologia* 3: 441-463.
- Sick, H. y D. M. Teixeira. 1983. The discovery of the home of the Indigo Macaw *Anodorhynchus leari* Bonaparte, 1856. *Hornero no. extraordinario*: 109-112.
- Silva, T. 1989. A monograph of endangered parrots. S. Mattacchione & Co., Pickering, Ontario, Canada.
- Skagen, S. K., y F. L. Knopf. 1993. Toward conservation of midcontinental shorebird migrations. *Conservation Biology* 7: 533-541.
- Skagen, S. K. y H. D. Oman. 1996. Dietary flexibility of shorebirds in the western hemisphere. *Canadian Field-Naturalist* 110: 419-444.
- Sovacool, B. K. 2009. Contextualizing avian mortality: a preliminary appraisal of bird and bat fatalities from wind, fossil-fuel, and nuclear electricity. *Energy Policy* 37: 2241-2248.
- Spivak, E. D. y N. Sánchez. 1992. Prey selection by *Larus belcheri atlanticus* in Mar Chiquita lagoon, Buenos Aires, Argentina: A possible explanation for its discontinuous distribution. *Revista Chilena de Historia Natural* 65: 209-220.
- Stagi, A., R. Vaz-Ferreira, Y. Marin y L. Joseph. 1998. The conservation of albatrosses in Uruguayan waters.

- Pp. 220-224 en Robertson, G. y R. Gales (eds.). In Albatross Biology and Conservation. Surrey Beatty & Sons, Chipping Norton, Australia.
- Stahl, P. W., M. C. Muse y F. Delgado-Espinoza. 2006. New evidence for pre-Columbian Muscovy Duck *Cairina moschata* from Ecuador. *Ibis* 148: 657-663.
- Steuillet, A. B. y E. A. Deautier. 1939. Catálogo Sistemático de las Aves de la República Argentina (Tercera Entrega). Obra del Cincuentenario del Museo de La Plata 1: 493-732.
- Steuillet, A. B. y E. A. Deautier. 1945. Catálogo Sistemático de las Aves de la República Argentina (Cuarta Entrega). Obra del Cincuentenario del Museo de La Plata 1: 733-932.
- Storer, R. W. 1989. Notes on Paraguayan birds. *Occasional Papers of the Museum of Zoology The University of Michigan* 719: 1-21.
- Stotz, D. F., J. W. Fitzpatrick, T. A. Parker y D. K. Moskovits. 1996. Neotropical birds: ecology and conservation. University of Chicago Press, Chicago, USA.
- Straube, F. C. 2010. Fontes históricas sobre a presença de araras no Estado do Paraná. *Atualidades Ornitológicas* 156: 64-87. Disponible en http://www.ao.com.br/download/ao156_64.pdf (consultado el 27/9/2017).
- Strum, K. M., M. Alfaro, B. Haase, M. J. Hooper, K. A. Johnson, R. B. Lanctot, A. J. Lesterhuis, L. Lopez, A. C. Matz, C. Morales, B. Paulson, B. K. Sandercock, J. Torres-Dowdall y M. E. Zaccagnini. 2008. Plasma cholinesterases for monitoring pesticide exposure in Neartic- Neotropical migratory shorebirds. *Ornitología Neotropical* 19 (Suppl.): 641-651.
- Strum, K. M., M. J. Hooper, K. A. Johnson, R. B. Lanctot, M. E. Zaccagnini y B. K. Sandercock. 2010. Exposure of nonbreeding migratory shorebirds to cholinesterase-inhibiting contaminants in the western hemisphere. *Condor* 112: 15-28.
- Studer, A. y D. M. Teixeira. 1994. Notes on the Buff-fronted owl *Aegolius harrisi* in Brazil. *Bulletin of the British Ornithologists' Club* 114(1): 62-63.
- Suárez, N., M.V. Retana y P. Yorio. 2012. Spatial patterns in the use of foraging areas and its relationship with prey resources in the threatened Olog's Gull (*Larus atlanticus*). *Journal of Ornithology* 153: 861-871.
- Summers, R. W., L. G. Underhill y R. P. Prys-Jones. 1995. Why do young waders in southern Africa delay their first return migration to the breeding grounds? *Ardea* 83: 351-357.
- Sztolcman, J. 1926. Étude des collections ornithologiques de Paraná. *Annales Zoologici Musei Polonici Historiae Naturalis* 5: 107-196.
- Taylor, P.B. 1996. Family Rallidae (Rails, Gallinules and Coots). Pp. 108-209 en del Hoyo, J., A. Elliott y J. Sargatal (eds.). *Handbook of the Birds of the World. Volume 3. Hoatzin to Auks*. Lynx Edicions. Barcelona, España.
- Teague, G. W. 1955. Aves del litoral uruguayo. Observaciones sobre aves indígenas y migratorias del orden Charadriiformes (Chorlos, Gaviotas y sus congéneres) que frecuentan las costas y esteros del litoral del Uruguay. *Comunicaciones Zoológicas del Museo de Historia Natural de Montevideo* 4 (72): 1-55.
- Teixeira, D. M. y N. Papavero. 2016. Um Breve Histórico das Araras do Gênero *Anodorhynchus* Spix, 1824 (Aves, Psittaciformes). *Arquivos de Zoologia* 47: 1-32.
- Tello, J. G., R. G. Moyle, D. J. Marchese y J. Cracraft. 2009. Phylogeny and phylogenetic classification of the tyrant flycatchers, contigas, manikins, and their allies (Ave: Tyrannides). *Cladistics* 25: 429-467.
- Thomas, B., E. Minot y J. Holland. 2010. Fledging behaviour of juvenile northern royal albatrosses (*Diomedea sanfordi*): a GPS tracking study. *Notornis* 57: 135-147.
- Thurston, M. H. 1982. Ornithological observations in the South Atlantic Ocean and Weddell Sea, 1959-64. *British Antarctic Survey Bulletin* 55: 77-103.
- Tickell, W. y R. Woods. 1972. Ornithological observations at sea in the South Atlantic Ocean, 1954-64. *British Antarctic Survey Bulletin* 31: 63-84.
- Tickell, W.L.N., 2000. Albatrosses. Pica Press, Mountfield, East Sussex.
- Tittarelli, F. 2015. Cardinal Amarillo ¿Se está por extinguir? *Aves Argentinas* 43: 28-30.
- Torres de la Llosa, C. A. 1926. Informaciones y Catálogo Sistemático de las especies zoológicas existentes al 31 de diciembre de 1925. *Revista del Jardín Zoológico Municipal de Montevideo*. Tomo 1. Número 1.

Montevideo.

- Trebilco, R., R. Gales, E. Lawrence, R. Alderman, G. Robertson y G. B. Baker. 2010. Characterizing seabird bycatch in the eastern Australian tuna and billfish pelagic longline fishery in relation to temporal, spatial and biological influences. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 20: 531-542.
- Tremoleras, J. 1920. Lista de Aves Uruguayas. *Hornero* 2: 10-25.
- Tubaro, P. L. 1995. Dónde estás pastizal? *Nuestras Aves* 31:14-18.
- Tubaro, P. L. 1999. Bioacústica aplicada a la sistemática, conservación y manejo de poblaciones naturales de aves. *Etología* 7: 19-32.
- Tubaro, P. L. y F. M. Gabelli. 1999. The decline of the Pampas Meadowlark: difficulties of applying IUCN criteria to Neotropical grassland birds. *Studies in Avian Biology* 19: 250-257.
- Ubaid, F. K., F. Maffei, G. M. Moya y R. J. Donatelli. 2012. Range extension for Buff-fronted Owl *Aegolius harrisii* in south-east Brazil. *Bulletin of the British Ornithologists' Club* 132 (3): 175-179.
- UICN. 2012a. Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN: Versión 3.1. Segunda edición. UICN, Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido.
- UICN. 2012b. Directrices para el uso de los Criterios de la Lista Roja de la UICN a nivel regional y nacional: Versión 4.0. UICN, Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido.
- Van den Hoek Ostende, L., R. Dekker y G. Keijl. 1997. Type-specimens of birds in the National Museum of Natural History, Leiden. Part 1. Non-Passerines. *NNM Technical Bulletin* 1: 1-248.
- Van Gils J. A., S. Lisovski, T. Lok, W. Meissner, A. Ozarowska, J. de Fouw, E. Rakhimberdiev, M. Y. Soloviev, T. Piersma y M. Klaassen. 2016. Body shrinkage due to Arctic warming reduces red knot fitness in tropical wintering range. *Science* 352: 819-821.
- Vaske, T. 1991. Seabirds mortality on longline fishing for tuna in southern Brazil. *Ciencia e Cultura* 43: 388-390.
- Vaz-Ferreira, R. 1986. Uruguay Pp. 280-291 en Scott, D. A y M. Carbonell (eds.). *Inventario de Humedales de la Región Neotropical*. IWRB, Slimbridge y UICN, Cambridge.
- Vaz-Ferreira, R. y E. Gerzenstein. 1961. Aves nuevas o poco conocidas de la República Oriental del Uruguay. *Comunicaciones Zoológicas del Museo de Historia Natural de Montevideo* 5: 1-73.
- Veit, R. R. 1995. Pelagic communities of seabirds in the South Atlantic Ocean. *Ibis* 137: 1-10.
- Venegas, C. 1994. Aves de Magallanes. Universidad de Magallanes. Punta Arenas, Chile.
- Venzal, J. M. y A. Stagi. 2001. Estatus y conservación de la avifauna del Uruguay. *Achará* 4: 17-21.
- Venzal, J. M., A. Stagi, J. C. Mazulla y M. L. Félix. 2011. Chorlos de Pastizal: nuevas observaciones para el norte uruguayo. *Achará 2da Época* 2: 10-13.
- Vieillot, L. J. P. 1817. *Nouveau dictionnaire d'histoire naturelle, appliquée aux arts*. Nouvelle édition. Tomo 13. Déterville, París.
- Vieillot, L. P. y M. P. Oudart. 1834. *La Galerie des Oiseaux*. Tomo Primero. Carpentier-Méricourt, Paris.
- Vigil, C. 1973. *Aves Argentinas y Sudamericanas*. Editorial Atlántida, Buenos Aires.
- Vilina, Y. A. y J. L. González. 1998. The migration routes of the Tawny-throated Dotterel *Oreopholus ruficollis* in Chile: resolving a complex jigsaw puzzle. *Wader Study Group Bulletin* 87: 59-65.
- Vilina, Y. y S. Teillier. 1990. The Tawny-throated Dotterel *Oreopholus ruficollis* in northern Chile. *Wader Study Group Bulletin* 60: 32-33.
- Waller, T. (ed). 2004. *Fauna del Iberá. Composición, estado de conservación y propuestas de manejo*. Fundación Biodiversidad, Argentina.
- Wambach, E. J. y S. D. Emslie. 2003. Seasonal and annual variation in the diet of breeding, known-age Royal Terns in North Carolina. *Wilson Bulletin* 115 (4): 448-454.
- Wanless, R. M., A. Angel, R. J. Cuthbert, G. M. Hilton y P. G. Ryan. 2007. Can predation by invasive mice drive seabird extinctions? *Biology Letters* 3: 241-244.
- Wanless, R., N. Ratcliffe, A. Angel, B. Bowie, K. Cita, G. Hilton, P. Kritzinger, P. Ryan y M. Slabber. 2012. Predation of Atlantic petrel chicks by house mice on Gough Island. *Animal Conservation* 15: 472-479.
- Waugh, S., D. Filippi, A. Fukuda, M. Suzuki, H. Higuchi, A. Setiawan y L. Davis. 2005. Foraging of royal al-

- batrosses, *Diomedea epomophora*, from the Otago Peninsula and its relationships to fisheries. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 62: 1410-1421.
- Waugh, S., D. MacKenzie y D. Fletcher. 2008a. Seabird bycatch in New Zealand trawl and longline fisheries, 1998-2004. Papers and Proceedings of the Royal Society of Tasmania 142 (1): 45-66.
- Waugh, S. M., G. B. Baker, R. Gales y J. P. Croxall. 2008b. CCAMLR process of risk assessment to minimise the effects of longline fishing mortality on seabirds. Marine Policy 32: 442-454.
- Wege, D. C. y A. J. Long. 1995. Key areas for threatened birds in the Neotropics. BirdLife International, Cambridge, Reino Unido.
- Weimerskirch, H. 1998. Foraging strategies of Indian Ocean albatrosses and their relationships with fisheries. Pp. 168-179 en Robertson, G. y R. Gales (eds.). In Albatross Biology and Conservation. Surrey Beatty & Sons, Chipping Norton, Australia.
- Weimerskirch, H., M. Salamolard, F. Sarrazin y P. Jouventin. 1993. Foraging Strategy of Wandering Albatrosses through the Breeding Season: A Study Using Satellite Telemetry. Auk 110: 325-342.
- Weimerskirch, H., K. Delord, A. Guitteaud, R. A. Phillips y P. Pinet. 2015. Extreme variation in migration strategies between and within wandering albatross populations during their sabbatical year, and their fitness consequences. Scientific Reports 5, 8853.
- Wetlands International. 2011. Base de datos del Censo Neotropical de Aves Acuáticas (actualizado a julio de 2011). Wetlands International, Buenos Aires, Argentina.
- Wetlands International. 2017. Waterbird Population Estimates. Disponible en <https://wpe.wetlands.org> (consultado el 9/12/2017).
- Wetmore, A. 1926. Observations on the birds of Argentina, Paraguay, Uruguay, and Chile. Bull. US Natl. Mus. 133: 1-448.
- Wetmore, A. 1927. Our migrant shorebirds in southern South America. Technical Bulletin No. 26. U.S. Department of Agriculture, Washington, D. C.
- Wetmore, A. 1939. Recent observations of the Eskimo Curlew in Argentina. Auk 56: 475-476.
- Wink, M., A.-A. El-Sayed, H. Sauer-Gürth y J. Gonzalez. 2009. Molecular phylogeny of owls (Strigiformes) inferred from DNA sequences of the mitochondrial cytochrome b and the nuclear RAG-1 gene. Ardea 97: 581-591.
- Xavier, J., J. Croxall, P. Trathan, P. Rodhouse. 2003a. Inter-annual variation in the cephalopod component of the diet of the wandering albatross, *Diomedea exulans*, breeding at Bird Island, South Georgia. Marine biology 142: 611-622.
- Xavier, J.C., J. P. Croxall, P. N. Trathan, A. G. Wood. 2003b. Feeding strategies and diets of breeding grey-headed and wandering albatrosses at South Georgia. Marine biology 143: 221-232.
- Xavier, J.C., P.N. Trathan, J.P. Croxall, A.G. Wood, G. Podestá, P. G. Rodhouse. 2004. Foraging ecology and interactions with fisheries of wandering albatrosses (*Diomedea exulans*) breeding at South Georgia. Fisheries Oceanography 13: 324-344.
- Yamashita, C. 1987. Field observations and comments on the Indigo Macaw (*Anodorhynchus leari*), a highly endangered species from north-eastern Brazil. Wilson Bulletin 99: 280-282.
- Yamashita, C. 1997. *Anodorhynchus* macaws as followers of extinct megafauna: a hypothesis. Ararajuba 5: 176-182.
- Yamashita, C. y M. P. Valle. 1993. On the linkage between *Anodorhynchus* macaws and palm nuts, and the extinction of the Glaucous macaws. Bulletin of the British Ornithologists' Club 113: 53-60.
- Yorio, P. 2005. Estado poblacional y de conservación de gaviotines y escúas que se reproducen en el litoral marítimo argentino. Hornero 20: 75-93.
- Yorio, P., M. Bertellotti y P. García Borboroglu. 2005. Estado poblacional y de conservación de gaviotas que se reproducen en el litoral marítimo argentino. Hornero 20: 53-74.
- Yorio, P. y M. A. Efe. 2008. Population status of Royal and Cayenne Terns breeding in Argentina and Brazil. Waterbirds 31: 561-570.
- Yorio, P., P. Petracci y P. García Borboroglu. 2013. Current status of the threatened Olrog's Gull *Larus atlanticus*: global population, breeding distribution and threats. Bird Conservation International 23: 477-486.

- Zalba, S. M. y N. C. Cozzani. 2004. The impact of feral horses on grassland bird communities in Argentina. *Animal Conservation* 7: 35-44.
- Zalba S. M., R. Sánchez y N. C. Cozzani. 2008. Priorities for the conservation of an endangered grassland bird: clues from its nesting biology. *Ornitología Neotropical* 20: 35-46.
- Zeppenfeld, V. B., L. Millani Aozani, E. Cuty Abella, C. Saydelles Da Rosa y V. Rosseto 2011. Manejo Sustentável e Participativo de butiazeiros no município de Quaraí-RS. *Capa* 3(3). Disponible en <http://seer.unipampa.edu.br/index.php/siepe/article/view/2087> (consultado el 14/09/2017).
- Zermoglio, P. F., A. S., Di Giacomo, A. G. Di Giacomo y M. K. Castelo. 2016. Arthropod availability and breeding of the threatened Strange-tailed Tyrant (*Alectrurus risora*). *Ornitología Neotropical* 27: 259-266.
- Zino, F., R. Brown y M. Biscoito. 2008. The separation of *Pterodroma madeira* (Zino's petrel) from *Pterodroma feae* (Fea's petrel)(Aves: Procellariidae). *Ibis* 150: 326-334.
- Zorrilla de San Martín, J. 1959. Ampliación de la distribución de *Larus belcheri* hasta territorio uruguayo. *Boletín Sociedad Taguató* 1 (2): 57-60.
- Zotta, A. R. 1937. Lista sistemática de las aves argentinas. *Hornero* 6: 531-554.

Apéndice 1: Resumen de los cinco criterios (A-E) utilizados para evaluar la pertenencia de una especie a una de las categorías de amenaza (En Peligro Crítico, En Peligro o Vulnerable) de la Lista Roja de UICN (tomado del sitio web de la Lista Roja de Especies: http://cmsdocs.s3.amazonaws.com/keydocuments/summary_sheet_es_web.pdf). Para más detalles consultar los documentos sobre las categorías y criterios de la Lista Roja (UICN 2012a) y las directrices para su uso (UICN 2012b, IUCN SPS 2017).

A. Reducción del tamaño poblacional. Reducción del tamaño de la población basada en cualquiera de los subcriterios A1 a A4. El nivel de reducción se mide considerando el período más largo, ya sea 10 años o 3 generaciones.

	En Peligro Crítico	En Peligro	Vulnerable
A1	≥ 90%	≥ 70%	≥ 50%
A2, A3 & A4	≥ 80%	≥ 50%	≥ 30%
<p>A1 Reducción del tamaño de la población observada, estimada, inferida o sospechada, en el pasado donde las causas de la reducción son claramente reversibles Y entendidas y conocidas Y han cesado.</p> <p>A2 Reducción del tamaño de la población observada, estimada, inferida o sospechada, en el pasado donde las causas de la reducción pudieron no haber cesado O no ser entendidas y conocidas O no ser reversibles.</p> <p>A3 Reducción del tamaño de la población que se proyecta, se infiere o se sospecha será alcanzada en el futuro (hasta un máximo de 100 años) [(a) no puede ser usado].</p> <p>A4 Reducción del tamaño de la población observada, estimada, inferida, proyectada o sospechada donde el período de tiempo considerado debe incluir el pasado y el futuro (hasta un máx. de 100 años en el futuro), y donde las causas de la reducción pueden no haber cesado O pueden no ser entendidas y conocidas O pueden no ser reversibles.</p>	<p>Con base en y especificando cualquiera de los siguientes puntos:</p>	<p>(a) observación directa [excepto A3]</p> <p>(b) un índice de abundancia apropiado para el taxón</p> <p>(c) una reducción del área de ocupación (AOO), extensión de presencia (EOO) y/o calidad del hábitat</p> <p>(d) niveles de explotación reales o potenciales</p> <p>(e) como consecuencia de taxones introducidos, hibridación, patógenos, contaminantes, competidores o parásitos</p>	

B. Distribución geográfica representada como extensión de presencia (B1) Y/O área de ocupación (B2)

	En Peligro Crítico	En Peligro	Vulnerable
B1. Extensión de presencia (EOO)	< 100 km ²	< 5.000 km ²	< 20.000 km ²
B2. Área de ocupación (AOO)	< 10 km ²	< 500 km ²	< 2.000 km ²
Y por lo menos 2 de las siguientes 3 condiciones:			
(a) Severamente fragmentada, O Número de localidades	= 1	≤ 5	≤ 10
(b) Disminución continua observada, estimada, inferida o proyectada en cualesquiera de: (i) extensión de presencia; (ii) área de ocupación; (iii) área, extensión y/o calidad del hábitat; (iv) número de localidades o subpoblaciones; (v) número de individuos maduros			
(c) Fluctuaciones extremas en cualesquiera de: (i) extensión de presencia; (ii) área de ocupación; (iii) número de localidades o subpoblaciones; (iv) número de individuos maduros			

C. Pequeño tamaño de la población y disminución.

	En Peligro Crítico	En Peligro	Vulnerable
Número de individuos maduros	< 250	< 2.500	< 10.000
Y por lo menos uno de C1 o C2			
C1. Una disminución continua observada, estimada o proyectada (hasta un máximo de 100 años en el futuro) de al menos:	el 25% en 3 años o 1 generación (lo que fuese más largo)	el 20% en 5 años o 2 generaciones (lo que fuese más largo)	el 10% en 10 años o 3 generaciones (lo que fuese más largo)
C2. Una disminución continua observada, estimada, proyectada o inferida Y por lo menos 1 de las siguientes 3 condiciones:			
(a) (i) Número de individuos maduros en cada subpoblación	≤ 50	≤ 250	≤ 1.000
(ii) % de individuos en una sola subpoblación =	90–100%	95–100%	100%
(b) Fluctuaciones extremas en el número de individuos maduros			

D. Población muy pequeña o restringida

	En Peligro Crítico	En Peligro	Vulnerable
D. Número de individuos maduros	< 50	< 250	D1. < 1.000
D2. Solo aplicable a la categoría VU Área de ocupación restringida o bajo número de localidades con una posibilidad razonable de verse afectados por una amenaza futura que podría elevar al taxón a CR o EX en un tiempo muy corto.	-	-	D2. típicamente: AOO < 20 km ² o número de localidades ≤ 5

E. Análisis Cuantitativo

	En Peligro Crítico	En Peligro	Vulnerable
Indica que la probabilidad de extinción en estado silvestre es:	≥ 50% dentro de 10 años o 3 generaciones, lo que fuese más largo (100 años max.)	≥ 20% dentro de 20 años o 5 generaciones, lo que fuese más largo (100 años max.)	≥ 10% dentro de 100 años

