



Volumen 41 • Número 1 • Agosto 2026

El Hornero

Revista de Ornitología Neotropical



AVES ARGENTINAS

Publicada por Aves Argentinas.
Asociación Ornitológica del Plata.
Buenos Aires, Argentina.

ISSN 0073-3407 | 1850-4884



El Hornero Revista de Ornitología Neotropical, publicada por Aves Argentinas desde 1917, es la más antigua en su tipo. Es por excelencia una destacada revista con contenido científico sobre aves del neotrópico. En ella, se publican resultados originales de investigación sobre biología de las aves, que pueden ser teóricos o empíricos, de campo o de laboratorio, de carácter metodológico o de revisión de información, o de ideas referidos a cualquiera de las áreas de la ornitología.

El Hornero se publica dos veces por año (un volumen de dos números). Esta revista está incluida en [Scopus](#), [LATINDEX](#) (Catálogo y Directorio), [BINPAR](#) (Bibliografía Nacional de Publicaciones Periódicas Argentinas Registradas), [CAICYT](#) (Catálogo Colectivo de Publicaciones Periódicas), Núcleo Básico de Revistas Científicas Argentinas, [SciELO](#) (Scientific Electronic Library Online) y [DOAJ](#) (Directory of Open Access Journals).

elhornero.avesargentinas.org.ar





El Departamento Científico de Aves Argentinas impulsa el fortalecimiento del ala académica de la institución, promoviendo la investigación, la colaboración y la formación en torno a las aves y sus ecosistemas. Su visión es consolidar un espacio de encuentro que conecte a la comunidad ornitológica del país, tanto profesional como aficionada, y potencie el desarrollo de una ciencia participativa, diversa y de calidad.

Su principal objetivo es apoyar la generación de conocimiento sobre las aves de la Argentina, desde la investigación básica y teórica hasta aquella orientada a la conservación y el manejo de especies y hábitats.

Trabaja en diferentes líneas de acción para alcanzar estos objetivos:

- » Cuenta con una línea de financiamiento propia, conocida como las [Becas Aves Argentinas](#), para apoyar proyectos de investigación de científicos/as jóvenes.
- » Trabaja en la edición y publicación de las revistas científicas [Nuestras Aves](#) y [El Hornero](#).
- » Administra junto al Laboratorio de Ornitología de Cornell la plataforma de ciencia ciudadana [eBird Argentina](#).
- » Organiza de manera bienal la [Reunión Argentina de Ornitología](#) (RAO).
- » Acompaña la gestión de la centenaria biblioteca institucional.

Aprende más sobre el Departamento Científico ingresando a nuestra web.

🔍 avesargentinas.org.ar/ciencia

Equipo Editorial

Editora en Jefe

Dra. Lucía Montesana · Grupo de Ornitología, sección Etología, Facultad de Ciencias, Universidad de la República (Uruguay) & Instituto Max Planck de Comportamiento Animal (Alemania)

Editor Adjunto

Dr. Nicolás Adreani · Grupo de Ornitología, sección Etología, Facultad de Ciencias, Universidad de la República (Uruguay) & Instituto Max Planck de Comportamiento Animal (Alemania)

Editores Asociados

Dr. Adrián Di Giacomo · Centro de Ecología Aplicada del Litoral (CECOAL), CONICET-UNNE, Argentina

Dr. Alex E. Jahn · Oregon State University, Estados Unidos

Dra. Bettina Mahler · Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires, Argentina

Dra. Camila Villavicencio · Universidad de Chile, Chile

Dr. Daniel Naya · Facultad de Ciencias Universidad de la República, Uruguay

Dr. David Canal · Museo Nacional de Ciencias Naturales MNCN-CSIC, España

Dr. Esteban Botero-Delgadillo · SELVA: investigación para la conservación en el Neotrópico, Colombia

Dr. Facundo Di Sallo · Instituto de Biología Subtropical (CONICET - Universidad Nacional de Misiones), Argentina

Dr. Facundo X. Palacio · Universidad Nacional de La Plata, Argentina

Dr. Germán García · IIMyC (FCEyN, UNMDP-CONICET), Argentina

Dra. Gabriela S. Blanco · CESIMAR-CONICET, Argentina

Dr. Gustavo Fernandez · CRUSMA-INIBIOMA-CONICET, Argentina

Dr. Juan I. Areta · ECOSON/IBIGEO-CONICET, Argentina

Dr. Lucas Leveau · IEGEBA-CONICET, Argentina

Dra. M. Gabriela Nuñez-Montellano · IER-UNT-CONICET, Argentina

Dra. Melina Barrionuevo · INIBIOMA-CONICET, Argentina

Dra. Natalia Cossa · INIBIOMA-CONICET, Argentina

Dra. Nélida Villaseñor · Universidad de Chile, Chile

Dr. Pablo Plaza · INIBIOMA-CONICET, Argentina

Dr. Paulo Llambias · IADIZA-CONICET, Argentina

Dra. Susana Peluc · IDEA-CONICET, Argentina

Equipo Editorial

Editores en Inglés

Dr. Glenn Cockburn · BirdLife International, UK

Dra. Maria G. Smith · Cornell Lab of Ornithology, USA

M. Sc. Bruce Peterjohn · Retired Chief US Bird Banding Laboratory, USA

Abigail Williams · University of Oxford, UK

Lic. Fiona Patterson · IADIZA-CONICET, Argentina

M. Sc. Molly Watson

B.Sc. Gaven Phoenix Peggs Mata

Revisoras de Formato

Mikaela Cúparo · Estudiante - Facultad de Ciencias, Universidad de la Republica, Uruguay

Pablo Fernandez · Estudiante - Facultad de Ciencias, Universidad de la Republica, Uruguay

Dra. Paula Garrido · IADIZA-CONICET, Argentina

Dra. Jorgelina Guido · Dirección Regional Patagonia Norte - Administración de Parques Nacionales, Argentina

M. Sc. Noelle Rivas Ortiz · Facultad de Ciencias, Universidad de la Republica, Uruguay

Dirección General

Dra. Cynthia Ursino · Departamento Científico, Aves Argentinas. Matheu 1248, CABA (1249), Argentina

Comunicación & Revisión de Formato

Dra. Milagros Jefferies · Departamento Científico, Aves Argentinas. Matheu 1248, CABA (1249), Argentina

Diseño Gráfico & Web

María del Castillo · Upupepops Diseño y Desarrollo Digital

Información Editorial

Administración Aves Argentinas/ Asociación Ornitológica del Plata. Matheu 1248, C1249AAB Buenos Aires, Argentina

elhornero@avesargentinas.org.ar



Esta obra está bajo una licencia internacional Creative Commons Atribución-NoComercial 4.0

Contenido

Editorial

9

El Hornero en dos idiomas

Lucía Montesana

Artículos

11

Aves que nidifican en cavidades: evaluando el uso de especies arbóreas nativas y exóticas en la ecorregión del Espinal

Alejandro A. Schaaf, Miguel F. Cura & Martín R. De la Peña

19

Anatomía endocraneal del furnárido fósil *Pseudoseisura cursor* (Aves, Passeriformes): perspectivas paleoecológicas e implicancias evolutivas

María M. Demmel Ferreira

33

Recría ex situ del Macá Tobiano (*Podiceps gallardoi*) y el Macá Plateado (*Podiceps occipitalis*) como estrategia fundamental para una especie críticamente amenazada

Gabriela T. Gabarain, Laura Fasola, Patrick I. Buchanan & Ignacio Roesler

47

Optimización del uso de dispositivos GPS para estimar las áreas de uso y alimentación en aves marinas: el Cormorán Imperial como caso de estudio

Vera Gabelli-Suarez, Flavio Quintana & Agustina Gómez-Laich

63

Estado de las aves migratorias neárticas y australes en el estado brasileño de Acre, en el suroeste de la Amazonia: conclusiones extraídas de las contribuciones de la ciencia ciudadana

Alnizia Galdino Pereira, Kaylane de Oliveira Silva, Luana Alencar, Ighor Dienes Mendes & Edson Guilherme

75

Presupuestos de actividades diarias por tres especies de gallaretas en un relicto de humedales costeros antropizados del sudeste bonaerense

Maximiliano M. Hernandez, Juan Pablo Seco Pon & María P. Berón

Contenido

Artículos

87

Caracterización de nidos de aves usuarias secundarias de cavidades en cajas nido en forestaciones del Bajo Delta del Paraná

Melisa A. Marquez, Sandra M. Cappelletti, Natalia G. Fracasi & Pamela Graff

99

Áreas marinas clave durante la migración de los pingüinos en el Mar Argentino: aportes al conocimiento para su conservación

Melina Barrionuevo, Marcelo Acha & Esteban Frere

115

Aves en la selva de cemento: uso de sitios de nidificación sobre estructuras antrópicas en el oeste de Ecuador

Daniel Velasco-Cedeño, Elías Viteri-Basso, Walter Vivas & Ariel Guerrero-Campoverde

131

Características del sitio de nidificación del Hornero (*Furnarius rufus*) reportadas por científicos y científicas ciudadanas a lo largo de su distribución

Lucía Mentasana, Científicos ciudadanos & Nico M. Adreani

143

La avifauna en los distintos componentes del paisaje del arroyo Saladillo, sur de la provincia de Santa Fe, Argentina

Cristian J. Alesio, Daniel A. Paiz, Julia Gastaud, Eduardo P. Spiaggi & Pablo G. Rimoldi

Comunicaciones Breves

161

Hibridación silvestre entre Sirirí Pampa (*Dendrocygna viduata*) y Sirirí Colorado (*D. bicolor*)

Fabio Schunck, Marcelo Bokermann & Werner C.A. Bokermann

167

Hallazgo de dos nuevas colonias de Gaviota Cangrejera (*Larus atlanticus*) en el estuario de Bahía Blanca, provincia de Buenos Aires, Argentina

Aylen María de Prinzio, Rocío Mariano-Jelichich, Martín Sotelo, Leandro M. Marbán & Sofía Copello



Hornero (*Furnarius rufus*) por Florencia Morelli

EL HORNERO EN DOS IDIOMAS

Lucia Montesana

Editora en Jefa, El Hornero. Departamento Científico de Aves Argentinas

*elhornero@avesargentinas.org.ar

Cuando pensamos en una revista científica, solemos pensar en los artículos que publica. Sin embargo, una revista es mucho más que eso. Es una comunidad de personas que producimos conocimiento, lo evaluamos, lo editamos, lo comunicamos y, finalmente, lo utilizamos para generar nuevas preguntas. En ese sentido, cada volumen de *El Hornero* representa un trabajo colectivo, contribuyendo desde distintos lugares a construir y difundir conocimiento sobre las aves del Neotrópico.

En los últimos años, *El Hornero* ha atravesado una etapa de transformación y crecimiento (Ursino & Roesler 2025). Hemos fortalecido nuestros procesos editoriales, ampliado nuestra visibilidad y continuado trabajando para ofrecer una revista rigurosa, accesible y relevante para la comunidad científica. Hoy nos alegra compartir un nuevo paso en ese camino: a partir de este volumen, todos los artículos de la revista estarán disponibles tanto en castellano como en inglés.

Esta decisión responde a un objetivo claro: queremos que el conocimiento generado por nuestra comunidad pueda llegar a más personas, trascender fronteras geográficas y lingüísticas, y aumentar su visibilidad e impacto internacional. El inglés es actualmente la lengua predominante de la comunicación científica, y ofrecer versiones bilingües facilitará que investigaciones desarrolladas en nuestra región sean leídas y utilizadas por una audiencia más amplia.

Al mismo tiempo, este cambio no implica abandonar nuestras raíces. El castellano ha sido, desde sus inicios, una parte fundamental de la identidad de *El Hornero*. Mantenerlo como lengua de publicación es una forma de preservar una tradición centenaria y de asegurar que el conocimiento científico continúe siendo accesible para quienes estudiamos, investigamos, gestionamos y nos interesamos por las aves en toda América Latina.

Creemos que la ciencia es más fuerte cuando es inclusiva y accesible. Publicar en dos idiomas nos permite combinar ambas aspiraciones: mantener nuestro compromiso con la comunidad hispanohablante y, al mismo tiempo, abrir nuevas puertas para la difusión internacional de los trabajos que recibimos y publicamos.

Para lograr este nuevo objetivo, tuvimos que reorganizar procesos editoriales, sumar colaboraciones y, sobre todo, contar con un equipo de personas voluntarias angloparlantes comprometidas que hacen posible cada número. A todas las personas que forman parte de ese engranaje, y a quienes se han sumado recientemente a *El Hornero*, les agradecemos profundamente.

Esperamos que esta nueva etapa contribuya a fortalecer el papel de *El Hornero* como un espacio de encuentro para la ornitología neotropical. Como ocurre desde hace más de un siglo, el futuro de la revista seguirá construyéndose colectivamente, número tras número.

REFERENCIAS

Ursino C, Roesler I (2025) El Hornero: Una construcción colectiva que sigue creciendo. *Hornero* 40(1):11-12. <https://doi.org/10.56178/eh.v40i1.1514>



AVES QUE NIDIFICAN EN CAVIDADES: EVALUANDO EL USO DE ESPECIES ARBÓREAS NATIVAS Y EXÓTICAS EN LA ECORREGIÓN DEL ESPINAL

Alejandro A. Schaaf^{1*} , Miguel F. Cura¹ & Martín R. De la Peña²

¹Instituto de Ecorregiones Andinas (INECOA), Universidad Nacional de Jujuy – Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), San Salvador de Jujuy, Argentina

²3 de febrero 1870, 3080 Esperanza, Santa Fe, Argentina

*schaaf.alejandro@gmail.com

RESUMEN: En este estudio evaluamos el uso de árboles para la nidificación por parte de aves que nidifican en cavidades de árboles, en la ecorregión del Espinal, Argentina. Analizamos datos de 264 nidos de aves usuarias de cavidades de árboles (114 nidos de carpinteros y 150 nidos de usuarios secundarios) encontrados en un periodo de 49 años (1970–2019), en un paisaje fragmentado. Los principales resultados mostraron que este grupo de aves hacen un mayor uso para nidificar de árboles nativos, como Chañar (*Geoffroea decorticans*) y Algarrobo (*Prosopis alba*), tanto vivos como muertos en pie, aunque también se registró el uso de árboles exóticos. Además, las aves usuarias secundarias mostraron un mayor uso proporcional de cavidades generadas por descomposición. Estos hallazgos resaltan la importancia de retener en el paisaje árboles nativos, vivos y muertos en pie, como elementos clave para la conservación de la avifauna en paisajes fragmentados.

PALABRAS CLAVE: agroecosistemas, Argentina, biología reproductiva, bosques secos, nidificación

Los estudios ecológicos sobre uso de recursos para alimentación, refugio o nidificación son una de las formas más efectivas de identificar relaciones de las especies de animales dentro de un hábitat determinado (Atkinson et al. 2005, Ferger et al. 2014). De esta manera, tener información específica sobre el uso de recursos puede ser eficaz para evaluar diferentes respuestas (e.g., tipos de hábitat, disturbios antrópicos) de las especies de animales (Marzluff et al. 2004, Ossi et al. 2022). Un ejemplo de esto son las cavidades en los árboles, los cuales son un recurso importante en los bosques para muchas especies de aves que dependen de estos para nidificar o refugiarse (Cockle et al. 2011, Schaaf et al. 2021). En este contexto, cuando la disponibilidad de cavidades es limitada, aumenta la competencia entre especies y se reducen las oportunidades reproductivas, lo que puede disminuir la abundancia de las aves que nidifican en cavidades (Brawn & Balda 1988, Newton 1994, Schaaf et al. 2021). Esto evidencia que las cavidades

adecuadas constituyen un recurso crítico y potencialmente limitante, cuya disponibilidad resulta clave de comprender en paisajes modificados (Newton 1994, Cockle et al. 2011).

En la actualidad, aproximadamente un 18% del total de las aves en el mundo nidifica en cavidades de árboles, en donde la mayor riqueza se encuentra en el Neotrópico (van der Hoek et al. 2017). A su vez, dentro de este grupo, podemos diferenciar las especies de aves usuarias primarias como los pájaros carpinteros (Picidae), que excavan sus propias cavidades para nidificar o refugiarse; excavadoras facultativas como los trogones (Trogonidae), que excavan o modifican cavidades preexistentes; y usuarias secundarias, dentro de las cuales hay una gran variedad de taxones, que utilizan las cavidades generadas por las excavadoras o aquellas creadas por descomposición y/o rotura de los árboles (Aitken & Martin 2008, Cornelius et al. 2008, van der Hoek et al. 2017, Di Sallo & Cockle 2025).

Por estos requerimientos de hábitat, este grupo de aves suele verse afectado por la cantidad de sitios específicos disponibles para nidificar. Por ejemplo, las especies de aves con mayor masa corporal necesitan cavidades con aperturas más grandes, lo cual suele estar estrechamente asociado con árboles de mayor diámetro, lo que puede influir significativamente en la selección del sitio de nidificación para las usuarias secundarias (Renton et al. 2015, Bonaparte et al. 2020, Di Sallo & Cockle 2022). Por otro lado, las aves excavadoras también tienen requerimientos específicos que influyen en la selección del sitio de nidificación, ya que necesitan árboles de gran tamaño y cierta dureza, para albergar cavidades adecuadas para la excavación (Jauregui et al. 2021, Di Sallo & Cockle 2025). De esta manera, los árboles de gran porte, cruciales para albergar tales cavidades y necesarios para la excavación, son los más escasos y extraídos debido a diversas actividades antrópicas, tales como la agricultura, el aprovechamiento forestal o el reemplazo por especies forestales comerciales (Manning & Lindenmayer 2009, Ibarra & Martin 2015, Schaaf et al. 2021).

Para este grupo de aves, la pérdida de árboles nativos de gran tamaño y muertos en pie en paisajes modificados obliga a algunas especies de aves a depender de la utilización de especies arbóreas exóticas para nidificar (Zapponi et al. 2014, Bonaparte et al. 2020). El uso de árboles exóticos para la nidificación se ha registrado en varias especies neotropicales, y puede estar asociado con la expansión de las actividades antrópicas donde la vegetación exótica es abundante, un patrón que es importante investigar en áreas fragmentadas de Argentina (Jauregui et al. 2019, Maya-Elizarrarás et al. 2025). Una de las ecorregiones forestales argentinas más afectadas por la transformación del paisaje en las últimas décadas es el Espinal (Nanni et al. 2020). Por ello, es relevante disponer de datos sobre las relaciones entre la avifauna y las cavidades de diferentes especies de árboles en esta ecorregión.

El presente estudio tiene como objetivo describir el uso de los sitios de nidificación de las aves que nidifican en cavidades en la ecorregión del Espinal, buscando determinar el uso de sustratos arbóreos en especies nativas y exóticas, como así también el estado del árbol (vivo o muerto en pie). Además, examinamos si las aves usuarias secundarias (clasificadas por su masa corporal) dependen de forma diferencial de las cavidades generados por descomposición o excavados por carpinteros. Finalmente, analizamos la importancia de estas relaciones para la conservación de la avifauna en un ecosistema que enfrenta una alta

transformación en Argentina. Disponer de esta información puede resultar fundamental para formular mejores políticas de retención forestal orientadas a la conservación de aves.

MÉTODOS

Área de estudio

Llevamos a cabo el trabajo en la Reserva Natural 'Médico Veterinario Martín R. de la Peña', área protegida de la Universidad Nacional del Litoral que abarca una superficie de unas 70 ha (31°20'S, 60°40'O). Esta reserva pertenece a la Ecorregión del Espinal y está situada a unos 5 km de la ciudad de Esperanza, en el centro de la provincia de Santa Fe, Argentina (Fig. 1). El clima de la región es subhúmedo, con temperaturas promedio anuales de 20°C y lluvias que pueden superar los 1100 mm anuales (Lovino et al. 2020). Regionalmente, el Espinal es un paisaje altamente modificado y fragmentado por los desmontes y la intensa explotación agrícola y ganadera, donde solo se encuentran escasos relictos de las formaciones boscosas originales. La vegetación de la reserva cuenta con especies nativas de Algarrobo Blanco (*Prosopis alba*), Chañar (*Geoffroea decorticans*), Tala (*Celtis tala*), Curupí (*Sapium haematospermum*), Quebracho Blanco (*Aspidosperma quebracho-blanco*) y especies exóticas tales como Eucalipto (*Eucalyptus* sp.) y Paraísos (*Melia azedarach*), constituyendo uno de los remanentes de bosque en esta matriz productiva (de la Peña & Pensiero 2003, Exner et al. 2004).

Colecta y análisis de los datos

Analizamos un set de datos de nidos de aves en cavidades colectados por uno de los autores (MRDP) durante un periodo no consecutivo de 49 años (entre 1970 y 2019). Los datos de nidificación provienen de observaciones casuales y recorridos realizados en el área de estudio durante la temporada reproductiva (primavera-verano), considerando únicamente cavidades que presentaban características físicas mínimas para permitir la nidificación (una abertura de entrada adecuada y una profundidad vertical mayor a 5 cm) y registrándose como nidos activos aquellas en las que se observó evidencia reproductiva (presencia de huevos, pichones o adultos acarreando material de anidación o alimentación).

Principalmente analizamos las especies de aves, cavidad utilizada (excavada o generada por descomposición), el tipo de especie de árbol (si esta era nativa o exótica) y su estado (vivo o muerto en pie). Para las usuarias secundarias, nos basamos en Cockle et

al. (2015), separándolas en tres grupos teniendo en cuenta su masa corporal: aves pequeñas (< 100 g), medianas (100-400 g) y grandes (> 400 g). Esta clasificación se adopta para aumentar el tamaño de la muestra efectiva en cada categoría, permitiendo agrupar datos de especies con un número reducido de observaciones individuales de nidificación. La masa corporal de cada especie de ave se obtuvo de Dunning (2007).

Analizamos los datos mediante estadística descriptiva, calculando la frecuencia de uso de cada categoría (tipo de cavidad, especie de árbol, estado del árbol) para cada grupo de aves (carpinteros y usuarias secundarias).

RESULTADOS

Durante el periodo de trabajo, registramos y caracterizamos un total de 264 nidos de aves que nidifican en cavidades de árboles, en donde el número de hallazgos fluctuó ampliamente a lo largo del periodo de muestreo de campo (Fig. 1). De este total, identificamos 114 nidos de ocho especies de carpinteros y 150 nidos correspondientes a 36 especies de aves usuarias secundarias. Dentro de las excavadoras, las especies con mayor abundancia de nidos registrados fueron el Carpintero Real (*Colaptes melanochloros*, $n = 35$) y el Carpinterito Barrado (*Picumnus cirratus*, $n = 25$). Respecto a las usuarias secundarias, la abundancia

de nidos encontrados varió según su tamaño corporal: entre las especies de tamaño pequeño las más abundantes fueron la Monjita Blanca (*Xolmis irupero*, $n = 17$) y el Jilguero Dorado (*Sicalis flaveola*, $n = 15$); el Alilicucú (*Megascops choliba*, $n = 10$) fue la especie con mayor número de registros de nidos en el grupo de tamaño mediano; mientras que el Jote Cabeza Negra (*Coragyps atratus*, $n = 13$) registró la mayor abundancia dentro de las especies clasificadas como grandes. Cabe destacar que también encontramos especies de tamaño mediano que son usuarias facultativas de cavidades de árboles, tales como el Zorzal Colorado (*Turdus rufiventris*) y la Paloma Doméstica (*Columba livia*). También encontramos nidos de Estornino Pinto (*Sturnus vulgaris*), especie exótica invasora y reconocida usuaria de cavidades arbóreas (Tabla 1 & Material Suplementario).

El análisis de las aves usuarias secundarias ($n = 150$ nidos) mostró una mayor proporción de uso de cavidades generadas por descomposición (66%), mientras que el resto utilizó cavidades excavadas por carpinteros (34%). A su vez, la frecuencia de uso de cavidades varió con la masa corporal: las aves de menor tamaño, que constituyeron el grupo más numeroso ($n = 100$ nidos), y las de tamaño mediano ($n = 26$ nidos), utilizaron mayormente cavidades generadas por descomposición (54% y 81%, respectivamente); mientras que las aves grandes ($n = 24$ nidos)

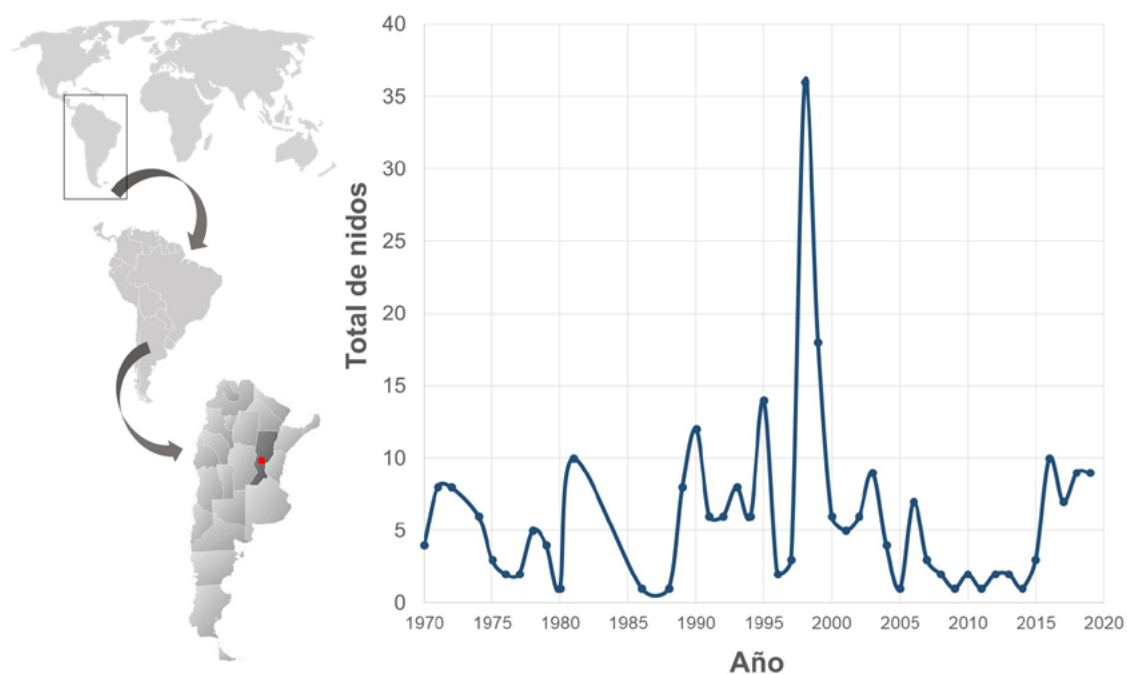


Figura 1. Área de estudio y línea de tiempo del total de nidos de aves que nidifican en cavidades encontrados entre 1970-2019 en la Ecorregión del Espinal, provincia de Santa Fe, Argentina.

mostraron una dependencia total de las cavidades generadas por descomposición, no registrándose nidos en cavidades excavadas por carpinteros (Fig. 2, Tabla 1). Entre las usuarias secundarias que utilizaron cavidades excavadas por carpinteros, mayormente utilizaron los excavados por *Colaptes* sp. ($n = 48$), mientras que el Coludito Copetón (*Leptasthenura platensis*) y la Ratona (*Troglodytes aedon*) utilizaron los excavados por el Carpintero del Cardón (*Melanerpes cactorum*; $n = 2$); y solo una cavidad de Carpinterito Barrado (*Picumnus cirratus*) fue usado por la Ratona.

Respecto a la especie y estado de árbol utilizado para nidificar, tanto los carpinteros como las aves usuarias secundarias, mostraron una mayor frecuencia de uso de árboles nativos (70%) en comparación con los árboles exóticos (30%). En detalle, los carpinteros registraron la mayoría de sus nidos en árboles vivos (72%); mientras que las aves usuarias secundarias

que utilizaron cavidades generadas descomposición también nidificaron principalmente en árboles vivos (61%), pero mostraron una frecuencia de uso superior de árboles muertos en pie (39%) en comparación con los carpinteros (Fig. 2). Las especies de árboles nativos vivos y muertos en pie eran mayormente Chañar (*Geoffroea decorticans*, 37%), Algarrobo (*Prosopis alba*, 25%), Curupí (*Sapium haematospermum*, 15%), mientras que el resto se encontraron en Quebracho Blanco (*Aspidosperma quebracho-blanco*), Quebracho Colorado (*Schinopsis balansae*), Ceibo (*Erythrina crista-galli*) y Sauce (*Salix humboldtiana*). Por otro lado, los árboles exóticos vivos y muertos en pie utilizados pertenecían mayormente a Paraíso (*Melia azedarach*, 60%), *Eucaliptus* sp. (22%) y Fresno (*Fraxinus pennsylvanica*, 12%); mientras que el resto eran especies como Mora (*Morus alba*) y Acacia Negra (*Gleditsia triacanthos*).

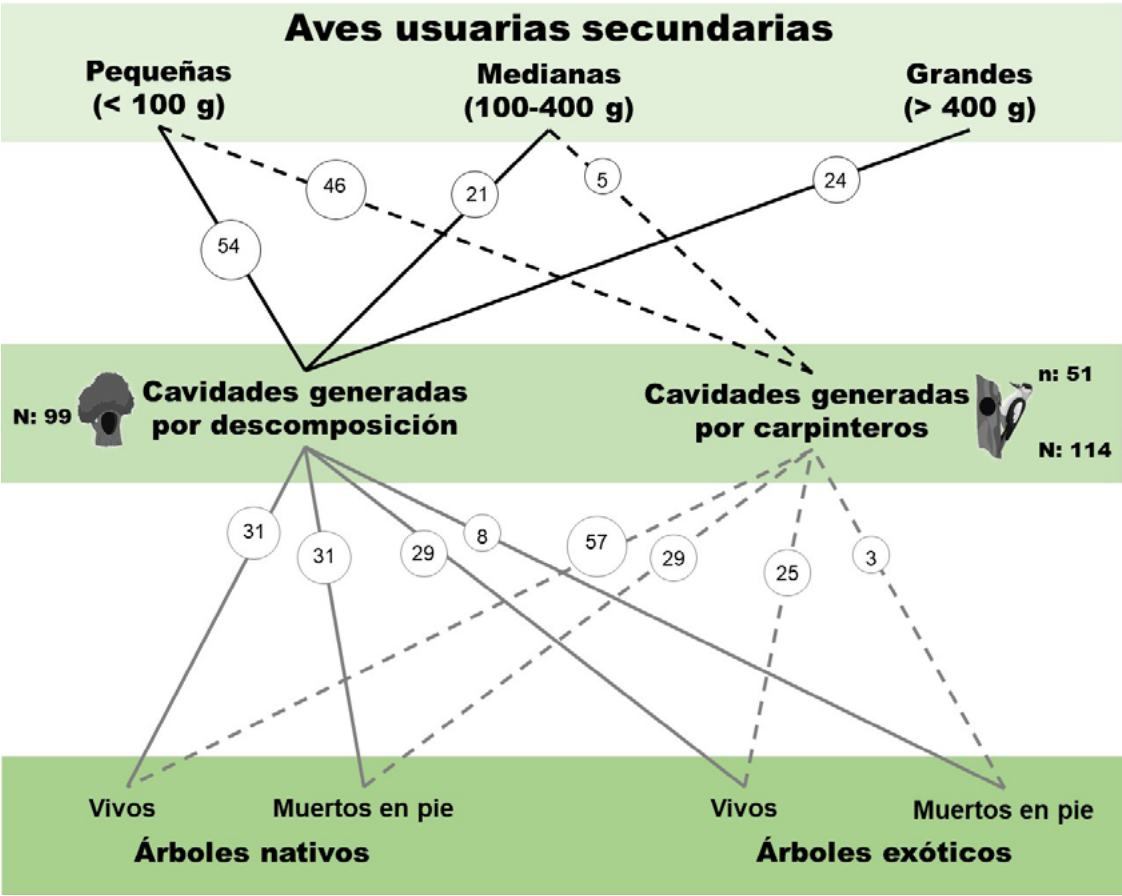


Figura 2. Gráfico esquemático del total de nidos de aves que nidifican en cavidades encontrados en la Ecoregión del Espinal. Se muestra el total de nidos (círculos) para carpinteros (líneas punteadas) y aves usuarias secundarias (líneas continuas) separadas por su masa corporal. Además se detalla el total de nidos de carpinteros encontrados (N), el total de estos nidos que fueron usados por las aves usuarias secundarias (n) y el tipo de sustrato arbóreo.

Tabla 1. Nidos de aves que nidifican en cavidades encontrados entre 1970-2019 en la Ecorregión del Espinal, Santa Fe, Argentina. Se detallan nombres comunes y científicos, total de nidos encontrados y el porcentaje de nidos (respecto al total) en árboles nativos y exóticos, en cavidades excavadas (E) y en descomposición (D), para cada especie de ave.

	Nombre común	Nombre científico	Total nidos	Nativos (%)		Exóticos (%)	
				E	D	E	D
Aves usuarias primarias	Carpintero Real	<i>Colaptes melanochloros</i>	35	86	0	14	0
	Carpinterito Barrado	<i>Picumnus cirratus</i>	25	96	0	4	0
	Carpintero del Cardón	<i>Melanerpes cactorum</i>	24	71	0	29	0
	Carpintero Bataraz Chico	<i>Veniliornis mixtus</i>	10	80	0	20	0
	Carpintero Blanco	<i>Melanerpes candidus</i>	4	50	0	50	0
	Carpintero Campestre	<i>Colaptes campestris</i>	9	0	0	100	0
	Carpintero Lomo Blanco	<i>Campephilus leucopogon</i>	5	100	0	0	0
	Carpintero Oliva Chico	<i>Veniliornis passerinus</i>	2	100	0	0	0
Aves usuarias secundarias	Monjita Blanca	<i>Xolmis irupero</i>	17	47	53	0	0
	Jilguero Dorado	<i>Sicalis flaveola</i>	15	67	33	0	0
	Golondrina Ceja Blanca	<i>Tachycineta leucorrhoa</i>	11	45	45	0	10
	Chincheró Grande	<i>Drymornis bridgesii</i>	10	20	0	60	20
	Ratona	<i>Troglodytes aedon</i>	10	60	40	0	0
	Chincheró Chico	<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	9	12	44	0	44
	Caburé Chico	<i>Glaucidium brasilianum</i>	3	0	34	33	33
	Chopí	<i>Gnorimopsar chopi</i>	3	0	33	67	0
	Benteveo Rayado	<i>Myiodynastes maculatus</i>	3	33	67	0	0
	Burlisto Pico Negro	<i>Myiarchus ferox</i>	2	0	100	0	0
	Burlisto Pico Canela	<i>Myiarchus swainsoni</i>	2	50	50	0	0
	Gorrión	<i>Passer domesticus</i>	2	0	0	0	100
	Estornino Pinto	<i>Sturnus vulgaris</i>	2	0	0	100	0
	Bandurrita Chaqueña	<i>Tarphonomus certhioides</i>	2	0	100	0	0
	Trepador Gigante	<i>Xiphocolaptes major</i>	2	0	100	0	0
	Mosqueta Parda	<i>Lathrotriccus eulerei</i>	1	0	100	0	0
	Coludito Copetón	<i>Leptasthenura platensis</i>	1	100	0	0	0
	Burlisto Cola Castaña	<i>Myiarchus tyrannulus</i>	1	0	100	0	0
	Ticotico Estriado	<i>Syndactyla rufosuperciliata</i>	1	0	100	0	0
	Tueré Chico	<i>Tityra inquisitor</i>	1	0	100	0	0
	Zorzal Colorado	<i>Turdus rufiventris</i>	1	0	0	0	100
	Monjita Gris	<i>Nengetus cinereus</i>	1	0	0	0	100
	Alilicucú	<i>Megascops choliba</i>	10	20	40	20	20
	Calancate Cabeza Azul	<i>Thectocercus acuticaudatus</i>	4	0	50	25	25
	Pato de Collar	<i>Callonetta leucophrys</i>	3	0	33	0	67
	Halconcito Colorado	<i>Falco sparverius</i>	3	0	33	0	67
	Torcaza	<i>Zenaida auriculata</i>	3	0	100	0	0
	Paloma Doméstica	<i>Columba livia</i>	1	0	100	0	0
	Chimango	<i>Daptrius chimango</i>	1	0	0	0	100
	Calancate Ala Roja	<i>Psittacara leucophthalmus</i>	1	0	100	0	0

		Nombre científico	Total nidos	Nativos (%)		Exóticos (%)		
Nombre común				E	D	E	D	
Aves usuarias secundarias	Grandes	Jote Cabeza Negra	<i>Coragyps atratus</i>	13	0	23	0	77
		Lechuza de Campanario	<i>Tyto alba</i>	5	0	20	0	80
		Jote Cabeza Colorada	<i>Cathartes aura</i>	2	0	100	0	0
		Sirirí Vientre Negro	<i>Dendrocygna autumnalis</i>	2	0	0	0	100
		Pato Real	<i>Cairina moschata</i>	1	0	0	0	100
		Guaicurú	<i>Herpetotheres cachinnans</i>	1	0	100	0	0

DISCUSIÓN

En este estudio evaluamos el uso de recursos para la nidificación por parte de aves que nidifican en cavidades en la ecorregión del Espinal, una zona caracterizada por una alta tasa de conversión de uso de suelo (Nanni et al. 2020). Específicamente, el Chañar (*Geoffroea decorticans*) y el Algarrobo (*Prosopis alba*) se destacan como las especies nativas de mayor uso. Esto también se reporta en otras ecorregiones como el Chaco Húmedo, en donde los árboles nativos del género *Prosopis* son un sustrato clave para la nidificación, ya que la densidad de la madera facilita la excavación para los carpinteros, y además provee cavidades generadas por descomposición adecuadas para las aves no excavadoras (Di Sallo & Cockle 2022, 2025).

A pesar de la mayor proporción de uso de árboles nativos, la utilización de árboles exóticos para la nidificación sugiere una capacidad de plasticidad en ciertas especies de aves, indicando que estos podrían funcionar como sustitutos de recursos en hábitats alterados (Zapponi et al. 2014). Este patrón no es exclusivo, observándose también el uso de especies exóticas (y también en menor proporción) en otras ecorregiones alteradas como la Selva Atlántica y el Espinal de la provincia de Buenos Aires (Bonaparte et al. 2020, Jauregui et al. 2021). Aunque este estudio no cuantificó la disponibilidad de árboles en el sitio, la evidencia en estos bosques modificados de Argentina sugiere que el uso de especies exóticas (como Paraíso y Eucaliptus) se puede incrementar a medida que disminuye la disponibilidad de árboles nativos adecuados. Por esta razón, es importante estudiar en profundidad el rol potencial de diferentes especies arbóreas nativas y exóticas en un contexto de bosques fragmentados como el Espinal.

En cuanto al tipo de cavidad, las usuarias secundarias mostraron un uso proporcionalmente mayor de cavidades generadas por descomposición en

comparación con los excavados por carpinteros, coincidiendo con lo reportado en otras ecorregiones del país (e.g., Yungas, Selva atlántica, Chaco húmedo), donde la degradación natural es el principal mecanismo de creación de cavidades utilizadas por las usuarias secundarias (Cornelius et al. 2008, Cockle et al. 2011, Schaaf et al. 2020, Di Sallo & Cockle 2022). Adicionalmente, y dado que las cavidades generadas por descomposición suelen alcanzar mayores dimensiones (e.g., diámetro, profundidad, tamaño de entrada) que las cavidades de carpinteros, su mayor uso por parte de las usuarias secundarias grandes puede estar directamente relacionado con esta necesidad (Schaaf et al. 2020, Di Sallo & Cockle 2022). Para el caso de las aves excavadoras, estas también muestran especificidad, seleccionando activamente árboles maduros, con diámetros suficientes y dureza de madera adecuada (Jauregui et al. 2021, Di Sallo & Cockle 2025). Esto es relevante, ya que los árboles maduros (tanto vivos como muertos en pie) son a menudo eliminados tempranamente en el ciclo de intervención forestal (Manning & Lindenmayer 2009, Schaaf et al. 2021).

Los resultados de este estudio con datos de historia natural colectados a lo largo de décadas pueden ser cruciales para el diseño de estrategias de conservación y de educación ambiental en el Espinal y otras ecorregiones con presiones antrópicas similares. La presencia de árboles exóticos utilizados por las aves podría ofrecer una oportunidad para la creación de corredores biológicos o hábitats suplementarios (Bonaparte et al. 2020, Jauregui, et al. 2021, Ossi et al. 2022), pero es fundamental conocer mejor el efecto de estos árboles en la dinámica ecológica del bosque nativo. El monitoreo de la dinámica de las cavidades y su uso por las aves en paisajes con diferentes grados de modificación antrópica podría proporcionar información clave para comprender mejor la resiliencia de las especies de aves ante los cambios en el paisaje.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la Editora, Editor asociado de la revista y los/las revisores/as anónimos/as por los valiosos aportes para mejorar el manuscrito. También agradecemos al Instituto de Ecorregiones Andinas (INECOA-CONICET UNJu) que nos permitieron llevar a cabo este trabajo.

MATERIAL SUPLEMENTARIO

Accedé al material suplementario de este artículo, visitando <https://doi.org/10.56178/eh.v41i1.1528>.

REFERENCIAS

- Aitken KE, Martin K (2008) Resource selection plasticity and community responses to experimental reduction of a critical resource. *Ecology* 89(4):971-980. <https://doi.org/10.1890/07-0711.1>
- Atkinson PW, Fuller RJ, Vickery JA, Conway GJ, Tallwin JRB, Smith REN, Haysom A, Ings TC, Asteraki EJ, Brown VK (2005) Influence of agricultural management, sward structure and food resources on grassland field use by birds in lowland England. *Journal of Applied Ecology* 42(5):932-942. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01070.x>
- Bonaparte EB, Ibarra JT, Cockle KL (2020) Conserving nest trees used by cavity-nesting birds from endangered primary Atlantic Forest to open farmland: increased relevance of excavated cavities in large dead trees on farms. *Forest Ecology and Management* 475:118440. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118440>
- Brawn JD, Balda RP (1988) Population biology of cavity nesters in northern Arizona: do nest sites limit breeding densities? *The Condor: Ornithological Applications* 90(1):61-71. <https://doi.org/10.2307/1368434>
- Cockle K, Martin K, Wiebe K (2011) Selection of nest trees by cavity-nesting birds in the Neotropical Atlantic Forest. *Biotropica* 43(2):228-236. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2010.00661.x>
- Cornelius C, Cockle K, Politi N, Berkunsky I, Sandoval L, Ojeda V, et al. (2008) Cavity-nesting birds in neotropical forests: cavities as a potentially limiting resource. *Ornitología Neotropical* 19:253-268
- De la Peña MR, Pensiero JF (2003) Contribución de la flora en los hábitos alimentarios de las aves en un bosque del centro de la provincia de Santa Fe, Argentina. *Ornitología Neotropical* 14(4):499-513. https://digitalcommons.usf.edu/ornitologia_neotropical
- Di Sallo FG, Cockle KL (2022) The role of body size in nest-site selection by secondary cavity-nesting birds in a subtropical Chaco Forest. *Ibis* 164(1):168-187. <https://doi.org/10.1111/ibi.13011>
- Di Sallo FG, Cockle KL (2025) Wood hardness drives nest-site selection in woodpeckers of the humid Chaco. *Ornithology* 142(1):ukae055. <https://doi.org/10.1093/ornithology/ukae055>
- Dunning J (2007) CRC Handbook of Avian Body Masses, Second Edition (CRC Press, Boca Raton, FL). [ULR: <http://www.crcnetbase.com/isbn/9781420064445>]
- Exner E, D'Angelo CH, Pensiero JF (2004) Vegetación y flora de la reserva universitaria de la Escuela Granja de Esperanza (Santa Fe, Argentina). *FAVE: Sección Ciencias Agrarias* 3(1):53-76. <https://doi.org/10.14409/fa.v3i1/2.1305>
- Ferger SW, Schleuning M, Hemp A, Howell KM, Böhning-Gaese K (2014) Food resources and vegetation structure mediate climatic effects on species richness of birds. *Global Ecology and Biogeography* 23(5):541-549. <https://doi.org/10.1111/geb.12151>
- Ibarra JT, Martin K (2015) Biotic homogenization: Loss of avian functional richness and habitat specialists in disturbed Andean temperate forests. *Biological Conservation* 192:418-427. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.11.008>
- Jauregui A, Gonzalez E, Segura LN (2019) Nesting biology of the Narrow-billed Woodcreeper (*Lepidocolaptes angustirostris*) in a southern temperate forest of central-east Argentina. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 54(2):114-120. <https://doi.org/10.1080/01650521.2019.1590968>
- Jauregui A, Rodríguez SA, García LNG, Gonzalez E, Segura LN (2021) Wood density and tree size used as cues to locate and excavate cavities in two Colaptes woodpeckers inhabiting a threatened southern temperate forest of Argentina. *Forest Ecology and Management* 502:119723. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119723>
- Lovino MA, Müller GV, Sgroi LC (2020) ¿Cómo ha cambiado la precipitación en la provincia de Santa Fe? *RIA. Revista de Investigaciones Agropecuarias* 46(2):226-239
- Manning AD, Lindenmayer DB (2009) Paddock trees, parrots and agricultural production: An urgent need for large-scale, long-term restoration in south-eastern Australia. *Ecological Management & Restoration* 10(2):126-135. <https://doi.org/10.1111/j.1442-8903.2009.00473.x>
- Marzluff JM, Millspaugh JJ, Hurvitz P, Handcock MS (2004) Relating resources to a probabilistic measure of space use: forest fragments and Steller's jays. *Ecology* 85(5):1411-1427. <https://www.jstor.org/stable/3450181>
- Maya-Elizarrarás E, Renton K, De la Mora-Hernández JA, Maya-Elizarrarás LM (2025) A tropical paradise for all? Nest-site selection shifts by an endemic Neotropical woodpecker associated with human settlements. *Ornithological Applications* 127(2):duaf007. <https://doi.org/10.1093/>

ornithapp/duaf007

- Nanni AS, Piquer Rodríguez M, Rodríguez MD, Núñez Regueiro MM, Periago ME, Aguiar S, et al. (2020) Presiones sobre la conservación asociadas al uso de la tierra en las ecorregiones terrestres de la Argentina. *Ecología Austral* 30:304-320. <https://doi.org/10.25260/EA.20.30.2.0.1056>
- Newton I (1994) The role of nest sites in limiting the numbers of hole-nesting birds: a review. *Biological Conservation* 70(3):265-276. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(94\)90172-4](https://doi.org/10.1016/0006-3207(94)90172-4)
- Ossi F, Scartezzini G, Dal Farra S, Bjerge K, Høye T, Cagnacci F (2022) Wildlife response to human functional disturbance: a case study during the Anthropause. *Hystrix* 33:31
- Renton K, Salinas-Melgoza A, De Labra-Hernandez MA, De la Parra-Martínez SM (2015) Resource requirements of parrots: nest site selectivity and dietary plasticity of Psittaciformes. *Journal of Ornithology* 156(Suppl 1):73-90. <https://doi.org/10.1007/s10336-015-1255-9>
- Schaaf AA, Ruggera RA, Tallei E, Vivanco CG, Rivera L, Politi N (2020) Identification of tree groups used by secondary cavity-nesting birds to simplify forest management in subtropical forests. *Journal of Forestry Research* 31(4):1417-1424. <https://doi.org/10.1007/s11676-019-00918-9>
- Schaaf AA, Gomez D, Tallei E, Vivanco CG, Ruggera RA (2021) Responses of functional traits in cavity-nesting birds to logging in subtropical and temperate forests of the Americas. *Scientific Reports* 11(1):24309. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-03756-0>
- van der Hoek Y, Gaona GV, Martin K (2017) The diversity, distribution and conservation status of the tree-cavity-nesting birds of the world. *Diversity and Distributions* 23(10):1120-1131. <https://doi.org/10.1111/ddi.12601>
- Zapponi L, Minari E, Longo L, Toni I, Mason F, Campanaro A (2014) The habitat-trees experiment: using exotic tree species as new microhabitats for the native fauna. *iForest-Biogeosciences and Forestry* 8(4):464-470. <https://doi.org/10.3832/for1281-007>

ANATOMÍA ENDOCRANEAL DEL FURNÁRIDO FÓSIL *Pseudoseisura cursor* (AVES, PASSERIFORMES): PERSPECTIVAS PALEOECOLÓGICAS E IMPLICANCIAS EVOLUTIVAS

María M. Demmel Ferreira

Centro de Investigaciones en Ciencias de la Tierra (CICTERRA), Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales (FCEPyN), Universidad Nacional de Córdoba (UNC), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) - Ingenieur Ismael Bordabehere y Av. Haya de la Torre, Ciudad Universitaria, Córdoba, Argentina

*manudemmel@gmail.com

RESUMEN: Furnariidae corresponde a una familia endémica del Neotrópico y es una de las familias de Passeriformes más diversas, y si bien esta es una de las familias neotropicales con mejor registro fósil, en Passeriformes en general el registro es escaso, por lo que la interpretación de la evolución del grupo puede resultar un desafío. *Pseudoseisura cursor* procedente del Ensenadense (Pleistoceno temprano – medio) de la provincia de Buenos Aires, Argentina, es considerado como el taxón hermano de las especies actuales del género. Este trabajo describe la anatomía endocraneal de esta especie y la compara con aquellas de otros Furnariidae actuales para inferir aspectos ecológicos. Se realizó un modelo 3D del endocráneo (i.e., proxy del cerebro) a partir de micro-CT obtenidas del holotipo, el cual fue descripto y medido (medidas lineales y de superficie). Se calcularon su masa corporal y el volumen endocraneal, como así también sus capacidades auditivas. Comparado con el Cacholote Castaño (*Pseudoseisura lophotes*), el endocráneo de *P. cursor* muestra similitudes generales, pero presenta diferencias específicas, como un mayor desarrollo dorsoventral de los Wulsts y un bulbo olfatorio y flóculos más largos, posiblemente relacionados con su condición ancestral o adaptaciones funcionales. Aunque *P. cursor* tenía una mayor masa corporal en comparación con el Cacholote Castaño su cerebro era proporcionalmente más pequeño, con un volumen 9.73 veces su masa corporal (23.59 veces en Cacholote Castaño), lo cual podría vincularse con la tendencia de reducción corporal en especies actuales y modularidad funcional del cerebro. Además, *P. cursor* mostró capacidades auditivas similares a las del Hornero (*Furnarius rufus*) y el Chinchero Chico (*Lepidocolaptes angustirostris*), posiblemente debido a que el hábitat habría sido similar.

PALABRAS CLAVE: evolución, Furnariidae, micro-CT, neuroanatomía, paleobiología, paleoecología

Furnariidae corresponde a una de las familias de Passeriformes más diversas dentro del orden en el Neotrópico (Winkler et al. 2020), incluyendo, hasta la fecha, 318 especies descriptas, entre las cuales se destacan los horneros y chincheros. Habita todo tipo de ambientes, desde desiertos hasta bosques tropicales en todo el continente (Fjeldså et al. 2005). Sus nidos suelen ser complejos y elaborados, un rasgo distintivo del grupo (Olson 2001, Irestedt et al. 2006, Winkler et al. 2020). La mayoría de los miembros de la familia se alimenta de insectos y otros pequeños artrópodos que

capturan principalmente de las hojas o de la superficie de los troncos o rascando la hojarasca (Ohlson et al. 2008, Winkler et al. 2020). Algunas especies pueden alimentarse de pequeños vertebrados, como ranas y lagartos (Winkler et al. 2020), o incluir en su dieta semillas y frutos (Lopes et al. 2003, Winkler et al. 2020).

Dentro de esta familia, el género *Pseudoseisura* agrupa especies adaptadas a ambientes abiertos o semiabiertos con vegetación xerófila arbórea o arbustiva. Estos furnáridos son fundamentalmente

terrestres ya que la prolongada actividad diaria de búsqueda de alimentos la realizan en el suelo. El Cacholote Pardo (*Pseudoseisura gutturalis*) es la especie que más tiempo pasa en el suelo y corre más fácilmente que sus congéneres (Ridgely & Tudor 1994), mientras que las especies más septentrionales, el Cacholote Castaño (*Pseudoseisura lophotes*) y el Cacholote de la Caatinga (*Pseudoseisura cristata*) son algo más arborícolas, balanceándose bruscamente al caminar. Por sus hábitos de nidificación, las tres especies están estrechamente ligadas a los ambientes con árboles o arbustos espinosos, siendo reconocidas en la literatura ornitológica como ‘*exaggerated thornbirds*’ (Ridgely & Tudor 1994), debido a estos hábitos y a su gran tamaño (Tonni & Noriega 2001).

Paradójicamente a su alta diversidad y abundancia, el registro fósil de Furnariidae es escaso en comparación con otros grupos de aves. No obstante, dentro de los Passeriformes, esta familia presenta un registro considerable (Tonni 1977, Noriega 1991, Claramunt & Rinderknecht 2005, Tambussi 2011, Stefanini et al. 2016, Nascimento & Silveira 2024), aunque aún insuficiente para reconstruir con precisión su historia evolutiva (Noriega 1998). *Pseudoseisura cursor* (Fig. 1) (Furnariidae) es una especie fósil que procede del Ensenadense (Pleistoceno temprano – medio) de la provincia de Buenos Aires, Argentina. Tonni & Noriega (2001) consideran que este taxon fósil constituye el grupo hermano de las especies actuales del género (Fig. 2), sin embargo, es importante remarcar que la posición filogenética de *P. cursor* está lejos de poder ser considerada establecida, ya que su posición no ha sido puesta a prueba rigurosamente. Los eventos que dieron lugar al género *Pseudoseisura* se habrían iniciado en el máximo glacial posterior al Ensenadense tardío (posterior a 1.0–0.9 Ma), y en coincidencia con condiciones climáticas áridas (Tonni & Noriega 2001). El material descrito por Tonni & Noriega (2001) consiste en cráneo y mandíbula incompletos; húmero izquierdo incompleto, extremidad distal de húmero derecho; carpometacarpo derecho e izquierdo; ulna izquierda, ulna derecha incompleta; radio derecho; falange 1 del dígito alar II; coracoides izquierdo y derecho incompletos; esternón incompleto; fémur izquierdo incompleto; tibiotarso izquierdo; tarsometatarso izquierdo; pelvis incompleta; pigóstilo. Todos pertenecientes a un mismo individuo.

En los últimos años, ha habido un renovado interés por comprender la evolución temprana de las aves. Sin embargo, la historia evolutiva de su cerebro y órganos sensoriales aún presenta numerosos interrogantes (Kurochkin et al. 2007). Los moldes internos

del neurocráneo se constituyen como herramientas fundamentales para desentrañar esta historia, ya que permiten, mediante diversos análisis tanto cuantitativos como cualitativos, comparar el tamaño y forma del cerebro de especies extintas con las actuales, evaluando el grado de encefalización y su correlato con sus hábitos ecológicos (Jerison 2007). La aplicación de modelos endocraneanos como *proxies* de las estructuras cerebrales permite, incluso ante la ausencia de tejido cerebral preservado, establecer comparaciones funcionales entre especies fósiles y actuales. Esta metodología ha demostrado ser efectiva en estudios previos sobre evolución sensorial y ecológica en aves (Witmer et al. 2008, Early et al. 2020).

Existe un amplio consenso respecto a la correlación significativa entre el tamaño cerebral y el desarrollo de habilidades cognitivas en los vertebrados (Møller 2010). Esta relación sugiere que el tamaño cerebral influye directamente en el comportamiento, lo cual tiene implicaciones importantes en los procesos ecológicos y evolutivos (Dukas 2004). Se ha demostrado que áreas cerebrales más desarrolladas se asocian con un aumento en las capacidades de procesamiento de información de dichas áreas (Brenowitz & Arnold 1986, Iwaniuk & Wylie 2006). En el caso de las aves, el estudio de la anatomía cerebral



Figura 1. Ilustración del aspecto externo de *Pseudoseisura cursor*, basada en la morfología del cráneo. Reconstrucción digital realizada por el doctorando Jesús María Dorado.

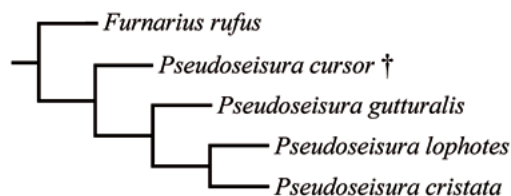


Figura 2. Árbol filogenético de las especies de *Pseudoseisura*. El Hornero (*Furnarius rufus*) representa al *outgroup*. Figura tomada y modificada de Tonni & Noriega (2001). Cabe aclarar que esta es solo una propuesta, y que al no haber otros estudios en donde se evalúe la posición filogenética del taxon fósil, no es posible descartar otras posibles hipótesis.

a través de tomografías computarizadas ha revelado una relación directa entre el tamaño y la forma de las regiones cerebrales y las estructuras del endocráneo (Early et al. 2020), entendido este como la superficie interna del cráneo que contiene y protege al cerebro. Esto permite inferir las capacidades sensoriales y motoras de diferentes grupos de aves a partir del análisis de modelos endocraneales, independientemente de la presencia del cerebro (Witmer & Ridgely 2008, Tambussi et al. 2014, 2015). Durante el desarrollo embrionario, la interacción entre el cerebro y el material óseo produce una superficie de interfase que copia de manera exacta la superficie del cerebro y que en muchos ejemplares fósiles se preserva y puede estudiarse mediante moldes o modelos digitales (Balanoff & Bever 2017). Por lo que el molde endocraneano es un excelente proxy para estudiar la superficie del cerebro de las aves (Early et al. 2020).

En este marco, el objetivo principal de este estudio fue estimar posibles hábitos de vida de *P. cursor* a partir de la descripción de su molde endocraneano y su comparación con el molde endocraneano de otros furnáridos. Bajo la premisa propuesta por Tonni & Noriega (2001) sobre la cercanía de este taxón fósil con las especies actuales del género, y considerando que las especies actuales de *Pseudoseisura* presentan similitudes ecológicas y conductuales significativas—como la preferencia por ambientes semiáridos, comportamiento terrestre y patrones vocales similares—se podría suponer que estos rasgos también se reflejan en homologías morfológicas endocraneales. Por lo tanto, se hipotetiza que la morfología y el tamaño relativo del endocráneo de *P. cursor* es similar a la de otras especies del género *Pseudoseisura*, como puede ser el Cacholote Castaño, como así también las superficies relativas de las estructuras endocraneales, y sus capacidades auditivas.

MÉTODOS

Especímenes

El holotipo de *Pseudoseisura cursor* MLP-XI-14-1 se aloja en la colección de la División Paleontología de Vertebrados del Museo de Ciencias Naturales de La Plata. Para las comparaciones se usaron los datos de los especímenes de la familia Furnariidae publicados en Demmel Ferreira et al. (2024). No se utilizaron animales vivos en este estudio.

Procesamiento

Se realizaron microtomografías de rayos X del cráneo de *P. cursor* en un equipo comercial marca

Bruker Skyscan 1272 perteneciente a la Facultad de Odontología de la Universidad de Buenos Aires (FOUBA). La resolución usada fue de 25 µm, con una energía de 100 µA y 100 kV. Los archivos DICOM obtenidos fueron trabajados en el software Avizo (Versión 7.1), donde se segmentaron manualmente las estructuras anatómicas y se generó un modelo tridimensional del endocráneo.

Descripción y mediciones

A partir del modelo tridimensional generado, se realizó una descripción detallada del endocráneo incluyendo el oído interno, nervios y vasos sanguíneos. La descripción sigue la terminología anatómica para el sistema nervioso central propuesta principalmente por Breazile y Kuenzel (1993). El número de pliegues cerebelares se refiere únicamente a aquellos expuestos. Se tomaron medidas tanto lineales (Fig. 3A) como de superficie (Fig. 3B) de las distintas estructuras anatómicas siguiendo a Demmel Ferreira et al. (2024). Las medidas lineales se midieron en milímetros utilizando herramientas del software Avizo. Con el objetivo de lograr una mejor representación de las formas, se calcularon índices con las medidas lineales. Las medidas de superficie se tomaron utilizando el software Geomagic Studio (versión 2012). Estas medidas se expresan en porcentajes relativos al total de la superficie endocraneal, con el fin de proporcionar información cuantitativa principalmente sobre el tamaño de las diferentes estructuras cerebrales. La masa corporal (BM) de *Pseudoseisura cursor* se calculó siguiendo el método propuesto por Field et al. (2013). Según los autores, el indicador más preciso para estimar la masa corporal en aves voladoras es el diámetro máximo de la faceta articular humeral del coracoides (la cavidad glenoidea). Field et al. (2013) sugieren que, en la mayoría de los casos, este indicador puede proporcionar las estimaciones más precisas de la masa corporal de las aves fósiles voladoras. En base a esto se tomó la medida del diámetro máximo de la faceta articular del húmero derecho e izquierdo de *P. cursor* y se promediaron ambas medidas. Luego se aplicó la fórmula indicada en el trabajo: $\ln(BM) = 2.44 * (\ln HAF) + 2.00$, donde BM es masa corporal y HAF es la medida de la faceta articular del húmero. El volumen cerebral (BV) se calculó con el software Avizo. El rango de audición (Hz) y la audición media (Hz) se calcularon siguiendo a Walsh et al. (2009).

Estimación de los posibles hábitos

La inferencia de los potenciales comportamientos y hábitos ecológicos de *P. cursor* se realizaron de forma

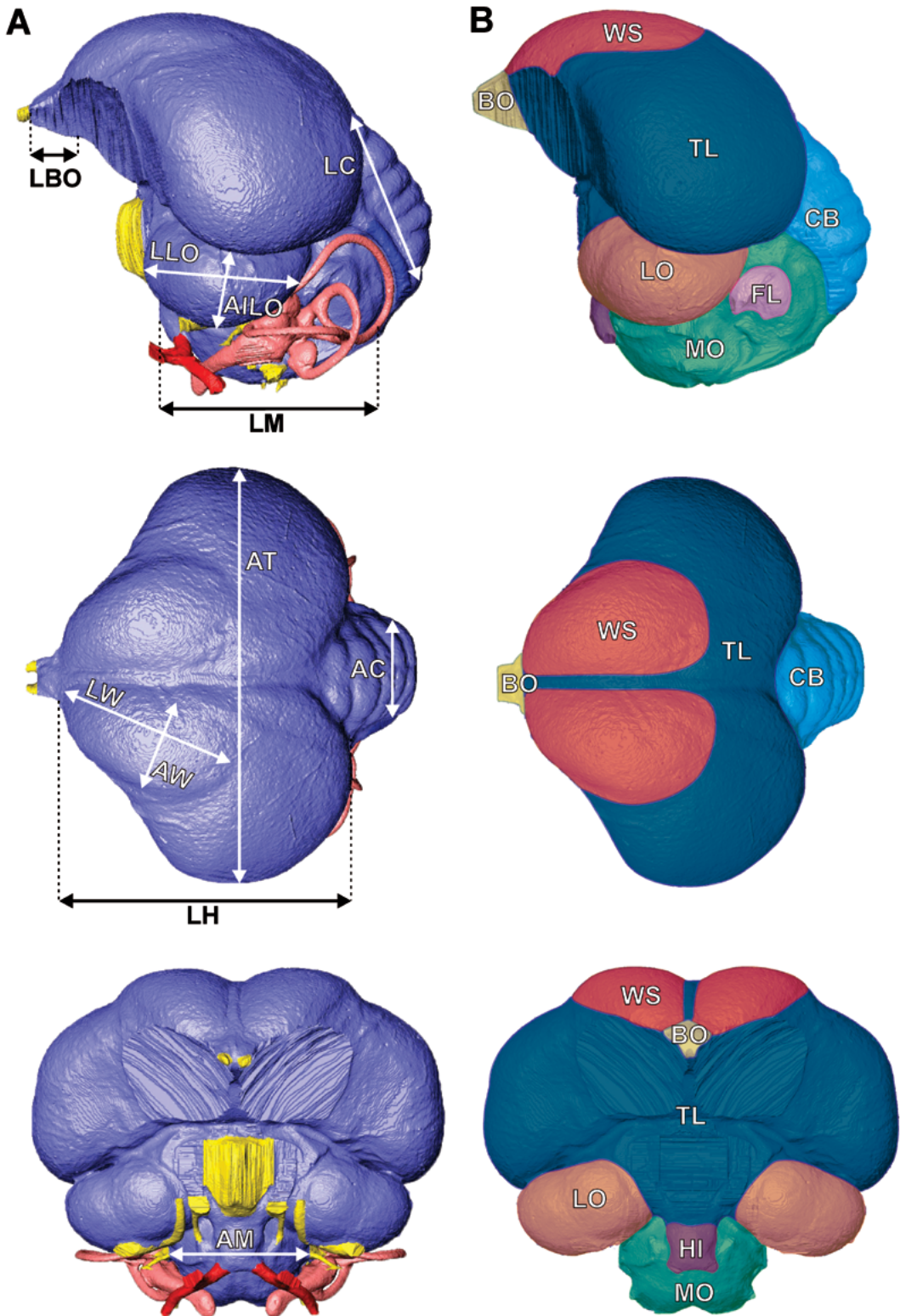


Figura 3. Medidas lineales y de superficie tomadas en el modelo endocraneal 3D de *Pseudoseisura cursor*. Figura tomada y modificada de Demmel Ferreira et al. (2024). El modelo endocraneal de la imagen pertenece a Benteveo Común (*Pitangus sulphuratus*). Vistas: A, medidas lineales; B, medidas de superficie. Abreviaturas: AC, ancho Cerebelo; AILO, alto Lóbulos Ópticos; AM, ancho Médula; AT, ancho hemisferio Telencefálico; AW, ancho Wulst; BO, Bulbo Olfatorio; CB, Cerebelo; FL, Flóculos; HI, Hipófisis; LBO, largo Bulbo Olfatorio; LC, largo Cerebelo; LH, largo hemisferio Telencefálico; LLO, largo Lóbulos Ópticos; LM, largo Médula; LO, Lóbulos Ópticos; LW, largo Wulst; MO, Médula Oblonga; TL, Telencefalo restante; WS, Wulsts.

cualitativa, asistida por la comparación con las especies actuales del mismo género y de otros géneros dentro de la misma familia.

A menos que se especifique lo contrario, los términos ‘endocráneo’, ‘molde endocraneal’, ‘modelo endocraneal’ y términos derivados se emplearán indistintamente para referirse al proxy del cerebro.

RESULTADOS

Descripción anatómica

El endocráneo corresponde a un tipo de cerebro airencefálico (Hofer 1952), lo que implica que el cerebro se ubica dorsalmente al *rostrum* y presenta una notable superposición dorsoventral de los hemisferios telencefálicos sobre los lóbulos ópticos y la *medulla oblongata* (Fig. 4). En vista dorsal y de manera general,

el endocráneo tiene forma subredondeada (Fig. 4).

Telencéfalo (Fig. 4): El telencéfalo es apenas más largo que ancho (Tablas 1 & 2). Los hemisferios son abovedados y piriformes en vista dorsal y están expandidos mediolateralmente. La fisura interhemisférica es ancha y profunda, uniforme en todo su recorrido. Las *eminentiae sagittales* (Wulsts) corresponden al tipo A (Stingelin 1957) es decir, que se posicionan rostralmente en relación con el largo de los hemisferios telencefálicos. Los Wulsts son alargados, tienen forma subredondeada, y el contacto con la *fissura interhemisferica* es recta, con límites bien definidos. No fue posible identificar la *vallecula*. El bulbo olfatorio es ancho en su origen, y se estrecha rostralmente, siendo de forma cónica.

Diencefalo (Figs. 4 C & D): la hipófisis es ancha, robusta y tiene forma de reloj de arena en vista rostral.

Tabla 1. Medidas lineales en milímetros (mm) de las diferentes estructuras anatómicas del endocráneo.
*Datos tomados de Demmel Ferreira et al. (2024).
Abreviaturas: AC, ancho cerebelo; AILO, alto lóbulo óptico; AM, ancho médula; AT, ancho hemisferio telencefálico; AW, ancho Wulst; LBO, largo bulbo olfatorio; LC, largo cerebelo; LF, largo flóculos; LH, largo hemisferio telencefálico; LLO, largo lóbulo óptico; LM, largo médula; LW, largo Wulst.

Especie	LH	AT	LW	AW	LBO	LLO	AILO	LC	AC	LF	LM	AM
<i>Pseudoseisura cursor</i>	16.79	21.63	13.61	8.39	2.66	6.46	4.61	7.31	5.31	3.59	8.43	6.29
<i>Cinclodes fuscus</i> *	12.28	13.99	9.97	4.37	1.22	5.85	3.24	5.84	4.68	1.26	7.33	4.61
<i>Coryphistera alaudina</i> *	14.51	11.44	8.53	4.46	1.12	5.42	3.28	5.97	4.32	0.91	5.28	4.09
<i>Drymornis bridgesii</i> *	17.15	20.57	13.67	7.84	1.33	6.38	3.27	8.30	4.83	1.28	7.03	5.36
<i>Furnarius rufus</i> *	13.55	16.57	11.23	4.68	0.64	7.42	3.96	7.10	4.77	1.92	6.08	4.62
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i> *	12.06	15.72	11.06	5.81	0.74	5.91	2.77	6.72	4.81	1.54	6.09	4.58
<i>Pseudoseisura lophotes</i> *	15.38	19.30	11.2	6.12	1.15	6.16	3.71	7.41	4.99	1.50	6.67	5.66
<i>Syndactyla rufosuperciliata</i> *	14.09	16.00	9.91	5.53	1.20	5.92	3.21	7.28	4.86	1.31	6.40	4.77

Tabla 2. Índices calculados a partir de las medidas lineales. Las abreviaturas siguen a la Tabla 1.
*Datos tomados de Demmel Ferreira et al. (2024).

Especie	LH/AT	LW/AW	LBO/LH	LLO/AILO	LC/AC	LF/AC	LM/AM
<i>Pseudoseisura cursor</i>	0.776	1.622	0.158	1.401	1.377	0.676	1.340
<i>Cinclodes fuscus</i> *	0.878	2.281	0.099	1.806	1.248	0.269	1.590
<i>Coryphistera alaudina</i> *	1.268	1.913	0.077	1.652	1.382	0.211	1.291
<i>Drymornis bridgesii</i> *	0.834	1.744	0.078	1.951	1.718	0.265	1.312
<i>Furnarius rufus</i> *	0.818	2.400	0.047	1.874	1.488	0.403	1.316
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i> *	0.767	1.904	0.061	2.134	1.397	0.320	1.330
<i>Pseudoseisura lophotes</i> *	0.797	1.830	0.075	1.660	1.485	0.301	1.178
<i>Syndactyla rufosuperciliata</i> *	0.861	1.792	0.085	1.844	1.498	0.270	1.342

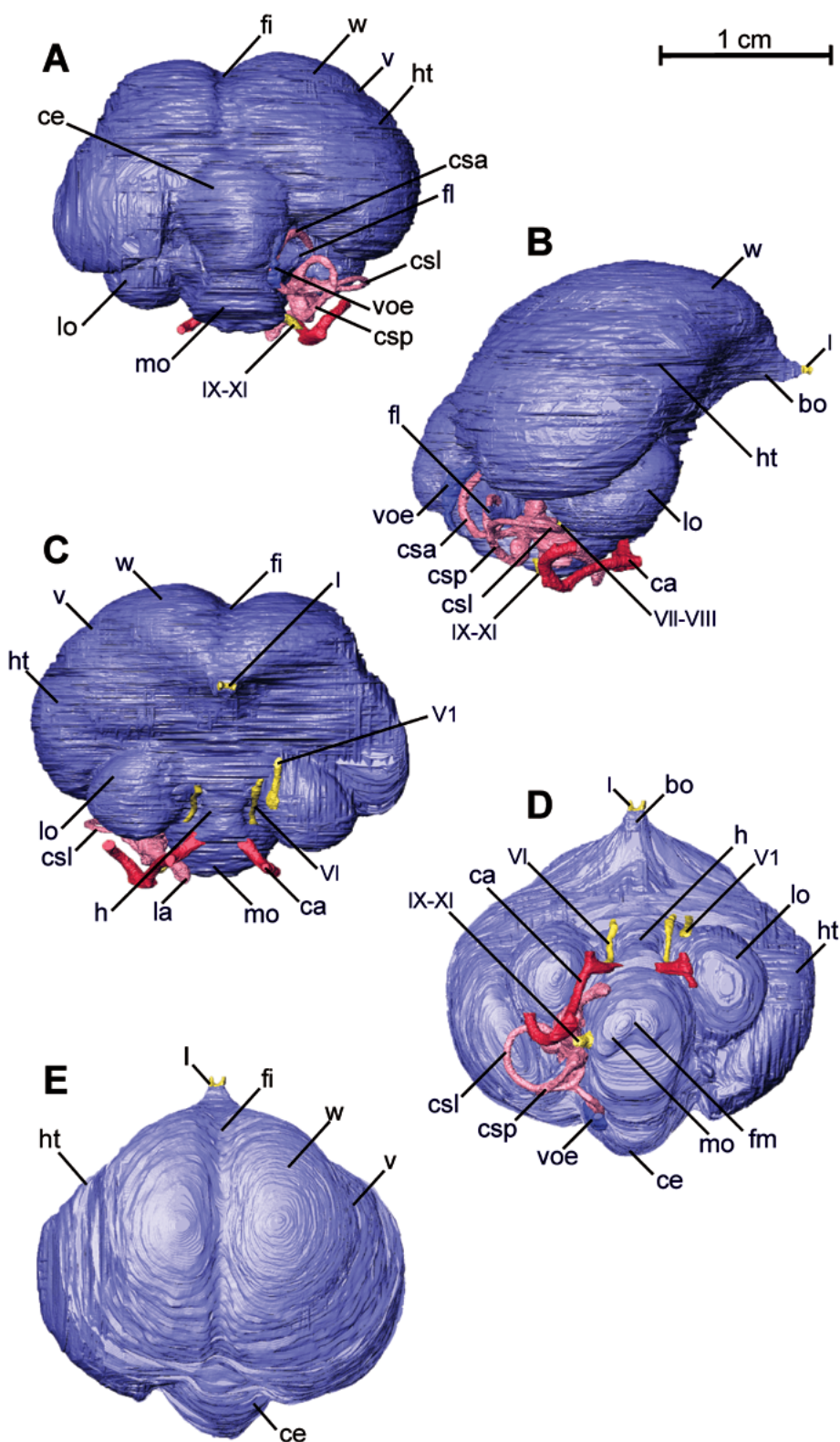


Figura 4. Reconstrucción virtual 3D del molde endocraneal de *Pseudoseisura cursor* elaborado a partir de microtomografías computadas, con estructuras anatómicas señaladas. Abreviaturas: bo, bulbo olfatorio; ca, carótida; ce, cerebelo; csa, canal semicircular anterior; csl, canal semicircular lateral; csp, canal semicircular posterior; fi, fisura interhemiférica; fl, flóculo; fm, fisura mediana; h, hipófisis; ht, hemisferio telencefálico; l, nervio uno; IX-XI, salida de los nervios nueve a once; la, lagena; lo, lóbulo óptico; mo, médula oblonga; v, valécua; V1, rama uno del nervio cinco; VI, nervio seis; VII-VIII, salidas de los nervios siete y ocho; voe, vena occipital externa; w, Wulst.

No fue posible identificar la glándula pineal, debido a que no deja impresión en el endocráneo, como en la mayoría de las aves.

Mesencéfalo (Figs. 4 A, B, C & D): los lóbulos ópticos son subesféricos y globosos en vista lateral y están posicionados rostralmente en relación con el límite caudal de los Wulsts. El contacto de los lóbulos ópticos con el telencéfalo dibuja una línea que se curva ventrolateralmente de manera pronunciada, por lo que en vista rostral tienen una orientación dorsoventral. Los hemisferios telencefálicos ‘envuelven’ la superficie dorsal de los lóbulos ópticos, como en la mayoría de las Neornithes (Chiappe et al. 2024).

Metencéfalo (Figs. 4 A, B, D & E): el cerebelo es corto y ancho, y el contacto con el telencéfalo tiene forma de ‘U’, abierta invertida. No fue posible reconstruir los pliegues cerebelares, debido al estado de conservación del cráneo. Los flóculos son anchos en su origen y se extienden en dirección laterocaudal, sin curvaturas ni pliegues.

Mielencéfalo (Figs. 4 A, C & D): la médula oblonga es alargada en sentido rostrocaudal. La fisura mediana es somera y poco notoria. La médula tiene aspecto

globoso en vista rostral.

Nervios craneales (Figs. 4 A, B, C & D): debido al estado de preservación del cráneo, no fue posible reconstruir la totalidad de los nervios craneales. El nervio olfatorio (I) se proyecta rostralmente al bulbo olfatorio. El origen de este nervio es común para las dos ramas, siendo la porción común corta y sutil. Del nervio trigémino (V) solo pudo ser reconstruido la rama oftálmica (1) que corre sobre la porción medial de los lóbulos ópticos. Esta rama es delgada, de sección transversal redondeada. El nervio abducens (VI) tiene su origen en la porción más rostral de la médula y se extiende dorsorostralmente, paralelo a la rama 1 del nervio V. Es delgado y de sección circular. Los nervios facial y vestibulococlear (VII y VIII) tienen origen compartido en los laterales de la médula, parcialmente cubiertos por el oído interno. Los nervios glossofaríngeos, vago y accesorio (IX, X y XI) tienen un origen común, como en la mayoría de las aves (Breazile & Kuenzel 1993), ubicado en la zona ventroateral de la médula. El origen común de estos nervios es redondeado y su sección es ovalada. Los nervios ópticos (II), oculomotor (III) y troclear (IV) no pudieron ser reconstruidos.

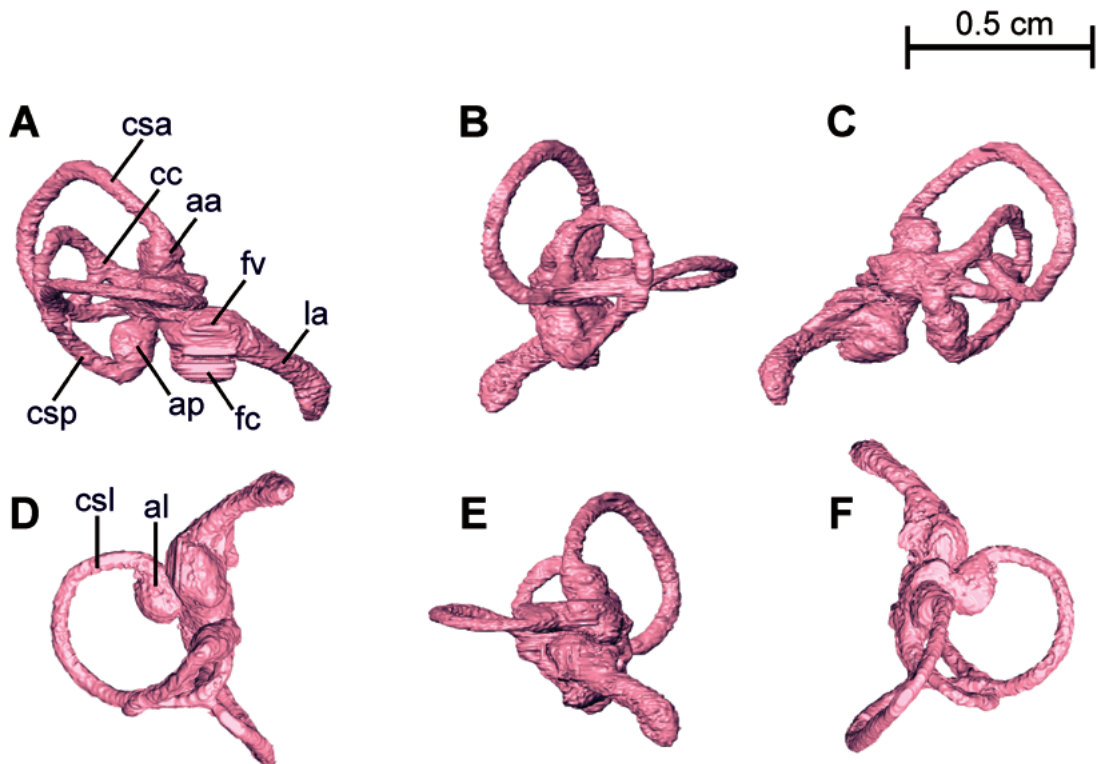


Figura 5. Reconstrucción virtual 3D del molde endocraneal del oído interno derecho de *Pseudoseisura cursor* con estructuras anatómicas señaladas. Abreviaturas: aa, ámpula anterior; al, ámpula lateral; ap, ámpula posterior; cc, cruz común; csa, canal semicircular anterior; csl, canal semicircular lateral; csp, canal semicircular posterior; fc, fóvea coclear; fv, fóvea vestibular; la, lagna.

Vasculatura (Figs. 4 A, B, C & D): los canales carotídeos son de sección transversal subredondeada. Ambas carótidas llegan a la hipófisis de forma independiente, por lo que no existe anastomosis intercarotídea. La vena occipital externa sigue los márgenes laterales del cerebelo. Es de apariencia robusta y notoria. Debido al estado de preservación, no fue posible identificar el seno occipital.

Oído interno (Fig. 5): todos los canales semicirculares tienen una sección transversal subredondeada. El canal semicircular posterior (CSP) es el menos desarrollado (i.e., el de menor diámetro), mientras que el anterior (CSA) y el lateral (CSL) tienen un desarrollo similar. Las tres ámpulas son globosas, y se orientan hacia caudal. La cruz común es corta y robusta, y se orienta de forma oblicua en relación con el CSL. La lagena se curva ligeramente hacia medial, y el extremo craneal se orienta hacia ventral. La fenestra vestibular es ovalada y conspicua, está claramente marcada. La fenestra coclear es de menor tamaño que la vestibular. También es ovalada y un poco más elongada.

DISCUSIÓN

La propuesta de Tonni & Noriega (2001) ubica a esta especie como la primera especie extinta del género *Pseudoseisura*, y postulan su condición de taxón hermano de las otras especies del género. Cuando se compara la forma del endocráneo de *Pseudoseisura cursor* (Fig. 4) con la de Cacholote Castaño (Demmel Ferreira et al. 2024), es posible afirmar que, en términos generales, los endocráneos son similares. Sin

embargo, debido a la carencia de estudios filogenéticos específicos y estrictos, existe cierta incertidumbre filogenética, por lo que los resultados deben ser interpretados con la cautela que dicha incerteza exige. En relación con las medidas lineales (Tabla 1) y los índices de dichas medidas (Tabla 2), no existen grandes diferencias que indiquen que la forma de las distintas estructuras anatómicas varía de manera notoria. Analizando la Tabla 2 es posible observar que el bulbo olfatorio de *P. cursor* es considerablemente más largo en relación con el largo del telencéfalo que en el Cacholote Castaño, lo que podría deberse a una mayor preponderancia del olfato en *P. cursor* que en los furnáridos actuales. Los flóculos también son más largos en relación con el ancho del cerebelo en *P. cursor* que en el Cacholote Castaño. Esto podría explicarse por un aumento en la densidad neuronal de regiones específica, lo que facilita la incorporación de vías cerebrales adicionales o la elaboración o mayor agudeza de las vías existentes (Ksepka et al. 2020). Hay autores que sugieren que existe un crecimiento diferencial de regiones individuales del cerebro, que podrían dividirse en regiones funcionales distintas, indicando cierto grado de evolución modular (Iwaniuk et al. 2004, 2005, Healy & Rowe 2007, Balanoff et al. 2016, Smaers & Vanier 2019).

Cuando se analizan los porcentajes relativos de las medidas de superficie (Tabla 3), es posible observar que los Wulsts representan más del doble de la superficie ocupada por los lóbulos ópticos. La comparación se debe a que los Wulsts (histológicamente corresponden

Tabla 3. Medidas de superficies representados en porcentajes (%) relativos a la superficie total del endocráneo.

*Datos tomados de Demmel Ferreira et al. (2024).

**Estructura que no pudo ser reconstruida en el modelo endocraneal.

Especie	Wulsts	Bulbo Olfatorio	Hipófisis	Lóbulos Ópticos	Cerebelo	Flóculos	Médula	Chiasma Óptico	Telencéfalo restante
<i>Pseudoseisura cursor</i>	19.88	1.03	1.16	9.97	5.59	2.26	7.38	**	52.73
<i>Cinclodes fuscus</i> *	14.71	1.23	1.01	16.73	6.07	2.69	11.81	0.87	44.89
<i>Coryphistera alaudina</i> *	15.30	1.01	1.12	13.05	6.20	2.20	11.91	1.08	48.14
<i>Drymornis bridgesii</i> *	20.01	1.11	0.82	9.15	5.73	1.12	10.78	0.80	50.48
<i>Furnarius rufus</i> *	14.51	0.86	1.17	13.93	6.57	2.62	12.10	1.26	46.98
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i> *	19.59	1.01	0.89	11.56	7.14	2.32	11.42	0.69	45.37
<i>Pseudoseisura lophotes</i> *	17.65	0.59	0.85	11.83	6.06	2.08	12.04	0.91	47.99
<i>Syndactyla rufosuperciliata</i> *	19.02	1.05	0.94	9.60	7.38	2.03	10.22	0.85	48.89

al hiperpallium) procesan información visual (región caudal) y somatosensorial (región rostral; Atoji et al. 2016). Esto podría indicar que, tanto la visión como la información somatosensorial eran de gran importancia. La cantidad y el tipo de información que reciben los Wulsts está muy ligada tanto al hábito locomotor como trófico (Wylie et al. 2015, Stacho et al. 2020). Esto, sumado a la idea de un hábito de locomoción muy cursorial (Tonni & Noriega 2001), podría indicar que la búsqueda de su alimento se daba desde el suelo, buscando su alimento entre la hierba o la hojarasca. Cuando se comparan los valores de los Wulsts y de los lóbulos ópticos con las demás especies de furnáridos, el Chinchero Grande (*Drymornis bridgesii*) presenta los valores más similares y si bien esta especie también se alimenta en troncos y ramas de árboles, se alimenta principalmente en el suelo (Belton 1984, Kratter et al. 1993, Juárez 2021). El Ticotico Común (*Syndactyla rufosuperciliata*) presenta también valores similares,

pero esta especie tiene comportamientos alimentarios diferentes, ya que busca comida principalmente en el sotobosque, ocasionalmente extendiéndose hasta el dosel y casualmente en el suelo. Recolecta objetos de las ramas, hojas muertas y otros restos; ocasionalmente martillea ramas (Remsen 2020). Para este caso, es probable que la similitud de valores de superficie de los Wulsts se deba más al procesamiento de la información sensorial. El valor de la superficie del cerebelo de *P. cursor* es llamativo cuando se lo compara con las demás especies: es el valor más pequeño y el valor más cercano es el que corresponde al Chinchero Grande. El tamaño del cerebelo está fuertemente vinculado al tamaño de los diferentes pliegues o *folia*, los que a su vez se relacionan con diferentes funciones y diferentes hábitos (Sultan & Glickstein 2007). Walsh et al. (2013) reconocen que un cerebelo grande puede haber contribuido a la capacidad del vuelo, así como a todos los modos de locomoción de las aves. Hall et al.

Tabla 4. Masa corporal en gramos (g) y volumen del endocráneo en milímetros cúbicos (mm³).
*Datos tomados de Demmel Ferreira et al. (2024).
**según la fórmula usada (Field et al. 2013), el error de predicción porcentual medio es de 12.95 y el intervalo del coeficiente del 95% del error de predicción porcentual es de 1.07
Abreviaturas: MC, masa corporal; VE, volumen endocraneal.

Especie	Masa corporal	Volumen endocraneal	VE/MC
<i>Pseudoseisura cursor</i>	262.52**	2554.99	9.73
<i>Cinclodes fuscus</i> *	30.00	804.49	26.82
<i>Coryphistera alaudina</i> *	30.00	809.48	26.98
<i>Drymornis bridgesii</i> *	94.00	2181.33	23.21
<i>Furnarius rufus</i> *	43.70	1130.25	25.86
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i> *	31.50	931.45	29.57
<i>Pseudoseisura lophotes</i> *	72.40	1707.83	23.59
<i>Syndactyla rufosuperciliata</i> *	25.60	1157.94	45.23

Tabla 5. Frecuencias y rangos auditivos expresados en Herz (Hz).
*Datos tomados de Demmel Ferreira et al. (2024).

Especie	Frecuencia óptima	Frecuencia media	Frecuencia mínima	Frecuencia máxima
<i>Pseudoseisura cursor</i>	5385.80	3138.62	445.72	5831.52
<i>Cinclodes fuscus</i> *	5617.83	3264.49	455.57	6073.41
<i>Coryphistera alaudina</i> *	6176.63	3567.61	479.30	6655.93
<i>Drymornis bridgesii</i> *	4476.19	2645.20	407.11	4883.30
<i>Furnarius rufus</i> *	5448.09	3172.41	448.37	5896.46
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i> *	5190.04	3032.43	437.41	5627.45
<i>Pseudoseisura lophotes</i> *	4944.42	2899.20	426.99	5371.41
<i>Syndactyla rufosuperciliata</i> *	4954.19	2904.50	427.40	5381.59

(2013) encontraron una correlación positiva entre el grado de plegamiento de la corteza cerebelar y la complejidad del nido. Esto sugiere que un cerebelo con mayor grado de plegamiento permite mayor densidad de neuronas (especialmente células de Purkinje), mejor procesamiento motor fino y posiblemente también mayor capacidad de aprendizaje y secuenciación motora. Dado que el cerebelo está entonces involucrado también en el control de la motricidad fina (Hall et al. 2013), lo que puede influir tanto en el rendimiento del vuelo (por ejemplo, en maniobras precisas o vuelo en ambientes complejos como bosques densos) como del nado (Balanoff et al. 2016), o incluso en la construcción de nidos complejos. Para el caso de *P. cursor*, la superficie relativa de su cerebelo, pequeña en relación con otros furnáridos, podría estar relacionada con un estilo de vida menos demandante en términos de motricidad fina y complejidad conductual. Podría haber habitado zonas más abiertas o menos estructuralmente complejas, tal vez tenía un estilo de vida más terrestre o con menor dependencia del vuelo o no construía nidos de alta complejidad. Es importante mencionar también que los bajos valores de superficie relativa para el cerebelo podría deberse a una cuestión de espacio limitado dentro del cráneo, en el cual algunas estructuras aumentan su superficie en detrimento de la superficie de otras o a una restricción filogenética.

Un aspecto llamativo de los valores de superficies relativas es que los valores de *P. cursor* son considerablemente distintos de la especie del mismo género el Cacholote Castaño. Si bien los valores de las especies aquí consideradas no presentan grandes variaciones, es posible decir, como se mostró anteriormente, que hay especies con valores más similares que el Cacholote Castaño. Nuevamente, esto podría deberse a condiciones de ancestralidad de la especie fósil. Sería interesante la comparación con los otros miembros del clado *Pseudoseisura*, para tener un panorama más completo.

En cuanto a la relación del volumen relativo del endocráneo y la masa corporal (en la que *P. cursor* mostró un valor más pequeño que otros Furnariidae; Tabla 4), Ksepka et al. (2020) proponen que la tendencia a tamaños cerebrales relativamente más grandes a lo largo de la filogenia fue impulsada por la selección de tamaños corporales más pequeños. Las tasas de evolución parecen haberse estabilizado con el tiempo, mientras que la selección direccional actuó en clados individuales. Si bien el tamaño corporal es una posible explicación a la variación en el tamaño relativo del cerebro, hay autores que sugieren que los altos niveles de encefalización podrían deberse al crecimiento

diferencial de regiones individuales del cerebro el cual que podría dividirse en regiones funcionales distintas, indicando cierto grado de evolución modular (Iwaniuk et al. 2004, 2005, Healy & Rowe 2007, Balanoff et al. 2016, Smaers & Vanier 2019). Esto quizás está ligado a una cuestión de ancestralidad y podría estar indicando, como proponen Ksepka et al. (2020), que los furnáridos actuales sufrieron una disminución de su masa corporal más marcada que la del volumen endocraneal, en comparación con las especies fósiles. Vale la pena mencionar que la estimación de masa corporal de *P. cursor* es un dato inédito hasta la publicación de este trabajo y representa un resultado novedoso en sí mismo. Si bien el resultado del cálculo es llamativo en relación con la masa corporal de los otros furnáridos, hasta el momento es el cálculo que estima este parámetro con mayor precisión (Field et al. 2013). Tonni & Noriega (2001) describen a *P. cursor* como una especie de gran tamaño, al menos 'mayor al de las tres especies conocidas de *Pseudoseisura*', por lo que el valor de la masa corporal podría estar en concordancia con esa idea.

En lo que respecta a la audición, la Hipótesis de la Adaptación Acústica (HAA) propone que la estructura del hábitat ha dado forma a la evolución de las propiedades acústicas de los cantos (y por lo tanto de la audición) de las aves (Morton 1975, Hansen 1979, Boncoraglio & Saino 2007). El aire cálido y seco mejora la transmisión del sonido (Harris 1966, Michelsen & Larsen 1983), mientras que el follaje denso aumenta la atenuación (Aylor 1972, Martens 1980). Tonni & Noriega (2001) infieren que *P. cursor* habitó en ambientes abiertos o semiabiertos de tipo chaqueño, por lo que el sonido habría sido transmitido sin grandes dificultades. Las capacidades auditivas de *P. cursor* (Tabla 5) mostraron valores intermedios dentro del marco comparativo y su frecuencia óptima de audición es cercana a la del Hornero (*Furnarius rufus*) y a la del Chinchero Chico (*Lepidocolaptes angustirostris*). Esto puede encontrar explicación en que el Hornero habita una variedad de hábitats abiertos: zonas alteradas con suelo desnudo; matorrales secundarios, pastos y tierras agrícolas, parques y jardines urbanos (Remsen & Bonan 2020), guardando cierta similitud al hábitat propuesto para *P. cursor*. El segundo ocurre en hábitats un poco más vegetados, del tipo bosque abierto, matorrales y sabanas (Marantz et al. 2020). Estas cercanías en los tipos de hábitats podría ser la explicación de la similitud en las frecuencias de audición entre *P. cursor*, el Hornero y el Chinchero Chico. El motivo por el cual el Cacholote Castaño tiene las frecuencias de audición menores que las de *P. cursor* podría deberse a que esta especie habita otro tipo de hábitats (principalmente

bosques tropicales caducifolios, bordes de bosques, matorrales secundarios, entre otros tipos de espacios boscosos; Remsen 2024), diferentes a los propuestos para la especie fósil. De acuerdo con la HAA, diferentes hábitats implican diferentes propiedades acústicas. El metaanálisis realizado por Boncoraglio & Saino (2007) si bien respalda la HAA, advierte que la estructura del hábitat predice sólo débilmente las propiedades acústicas de los cantos de las aves. Por lo tanto, otros factores potencialmente relevantes deberían incluirse en modelos realistas de la evolución de la acústica del canto de las aves.

En conclusión, existen grandes similitudes en la morfología general del endocráneo de *P. cursor* respecto a otros furnáridos. Sin embargo, es importante destacar que hasta el momento no hay estudios filogenéticos específicos y rigurosos acerca de su asignación al género *Pseudoseisura*, por lo tanto, no es posible descartar hipótesis alternativas de su pertenencia y los resultados aquí presentados deben ser tomados con la cautela que lo ameritan. El análisis de su anatomía endocraneana permite inferir una gran preponderancia del sentido del olfato en *P. cursor* en comparación con los furnáridos actuales, acompañada por una notable relevancia de la visión y la información somatosensorial. Estos rasgos guardan relación tanto con su locomoción cursorial (Tonni & Noriega 2001) como con su hábito trófico, que indica que la búsqueda de alimento se realizaba desde el suelo, entre la hierba o la hojarasca. A partir de la superficie relativa del cerebrolo es posible deducir que tal vez tenía un estilo de vida menos demandante en términos de motricidad fina y complejidad conductual, más terrestre o con menor dependencia del vuelo y que quizás no construía nidos de alta complejidad. El análisis del rango auditivo sugiere que esta especie habitaba principalmente ambientes abiertos o semiabiertos del tipo chaqueño, zonas más abiertas o menos estructuralmente complejas, en concordancia con lo propuesto por Tonni & Noriega (2001). La notable conservación del cerebro y del cráneo de *P. cursor*, junto con su antigüedad de aproximadamente 2.5 millones de años y su posición taxonómica, lo convierten en una pieza fundamental dentro del registro fósil de las aves del Neotrópico, especialmente de los Passeriformes, el grupo con mayor biodiversidad de aves.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue posible gracias al aporte de la Beca Aves Argentinas (edición 2020), cuyos fondos fueron utilizados para las tomografías del ejemplar fósil; la beca de la Asociación Paleontológica Argentina en

conjunto con la Fundación Bunge & Born (edición 2021); la beca del programa Sepkoski otorgada por la Paleontological Society (edición 2022), y los proyectos PICT 2017-1319, 2021-00294, PUE – CICTERRA – CONICET. También quiero agradecer al Dr. Federico Javier Degrange por sus correcciones y valiosos aportes al trabajo, al doctorando Jesús María Dorado por la reconstrucción de *Pseudoseisura cursor* y a los revisores que corrigieron este trabajo.

REFERENCIAS

- Atoji Y, Sarkar S, Wild JM (2016) Proposed homology of the dorsomedial subdivision and V-shaped layer of the avian hippocampus to Ammon's horn and dentate gyrus, respectively. *Hippocampus* 26(12):1608-1617. <https://doi.org/10.1002/hipo.22660>
- Aylor D (1972) Sound transmission through vegetation in relation to leaf area density, leaf width and breadth of canopy. *Journal of the Acoustical Society of America* 51:411-414. <https://doi.org/10.1121/1.1912852>
- Balanoff AM, Smaers JB, Turner AH (2016) Brain modularity across the theropod–bird transition: testing the influence of flight on neuroanatomical variation. *Journal of Anatomy* 229(2):204-214. <https://doi.org/10.1111/joa.12403>
- Balanoff AM, Bever GS (2017) The Role of Endocasts in the Study of Brain Evolution. En: Kaas J (ed) *Evolution of Nervous Systems* 2ed vol. 1. Elsevier, Oxford, Pp. 223-241
- Belton W (1984) Birds of Rio Grande do Sul, Brazil. Part 1: Rheidae through Furnariidae. *Bulletin of the American Museum of Natural History* 178:369-636
- Boncoraglio G, Saino N (2007) Habitat structure and the evolution of bird song: a meta-analysis of the evidence for the acoustic adaptation hypothesis. *Functional Ecology* 21(1):134-142. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2006.01207.x>
- Breazile JE, Kuenzel WJ (1993) *Systema nervosum centrale*. En: Baumel J, King A, Breazile J, Evans H, Berge J (eds) *Nomina Anatomica Avium*, 2ed (Pp. 493-554). Nuttall Ornithological Club, Ithaca, 6:168-176
- Brenowitz EA, Arnold AP (1986) Interspecific comparisons of the size of neural song control regions and song complexity in duetting birds: evolutionary implications. *Journal of Neurosciences* 6(10):2875-2879. <https://doi.org/10.1523/JNEUROSCI.06-10-02875.1986>
- Chiappe LM, Navalón G, Martinelli AG, Carvalho IDS, Miloni Santucci R, Wu YH, Field DJ (2024) Cretaceous bird from Brazil informs the evolution of the avian skull and brain. *Nature* 635(8038):376-381. <https://doi.org/10.1038/s41586-024-08114-4>
- Claramunt S, Rinderknecht A (2005) A new fossil furnariid from the Pleistocene of Uruguay, with remarks on nasal type, cranial kinetics, and relationships of the extinct genus *Pseudoseisura*

- ropsis. The Condor: Ornithological Applications 107(1):114-127. <https://doi.org/10.1093/condor/107.1.114>
- Demmel Ferreira MM, Degrange FJ, Tirao GA (2024) Brain surface morphology and ecological and macroevolutionary inferences of avian New World suboscines (Aves, Passeriformes, Tyrannides). Journal of Comparative Neurology 532(4):e25617. <https://doi.org/10.1002/cne.25617>
- Dukas R (2004) Evolutionary biology of animal cognition. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics 35:347-374. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.112202.130152>
- Early CM, Iwaniuk AN, Ridgely RC, Witmer LM (2020) Endocast structures are reliable proxies for the sizes of corresponding regions of the brain in extant birds. Journal of Anatomy 237(6):1162-1176. <https://doi.org/10.1111/joa.13285>
- Field DJ, Lynner C, Brown C, Darroch SA (2013) Skeletal correlates for body mass estimation in modern and fossil flying birds. PLOS One 8(11):e82000. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0082000>
- Fjeldså J, Irestedt M, Ericson PGP (2005) Molecular data reveal some major adaptational shifts in the early evolution of the most diverse avian family, the Furnariidae. Journal of Ornithology 146:1-13. <https://doi.org/10.1007/s10336-004-0054-5>
- Hall ZJ, Street SE, Healy SD (2013) The evolution of cerebellum structure correlates with nest complexity. Biology Letters 9(6): 20130687. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2013.0687>
- Hansen P (1979) Vocal learning: its role in adapting sound structures to long-distance propagation and a hypothesis on its evolution. Animal Behaviour 27:1270-1271. [https://doi.org/10.1016/0003-3472\(79\)90073-3](https://doi.org/10.1016/0003-3472(79)90073-3)
- Harris CM (1966) Absorption of sound in air versus humidity and temperature. Journal of the Acoustical Society of America 40:148-159. <https://doi.org/10.1121/1.1910031>
- Healy SD, Rowe C (2007) A critique of comparative studies of brain size. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences 274(1609):453-464. <https://doi.org/10.1098/rspb.2006.3748>
- Hofer H (1952) Der Gestaltwandel des Schädels der Säugetiere und Vögel. mit besonderer Berücksichtigung der Knickungstypen und der Schädelbasis. Verhandlungen der Anatomischen Gesellschaft 99:102-126
- Irestedt M, Fjeldså J, Ericson PGP (2006) Evolution of the ovenbird-woodcreeper assemblage (Aves: Furnariidae)—Major shifts in nest architecture and adaptive radiation. Journal of Avian Biology 37:260-272. <https://doi.org/10.1111/j.2006.0908-8857.03612.x>
- Iwaniuk AN, Wylie DR (2006) The evolution of stereopsis and the Wulst in caprimulgiform birds: a comparative analysis. Journal of Comparative Physiology A 192:313-326. <https://doi.org/10.1007/s00359-006-0161-2>
- Iwaniuk AN, Dean KM, Nelson JE (2004) A mosaic pattern characterizes the evolution of the avian brain. Proceedings: Biological Sciences 271(suppl_4):S148-S151. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2003.0127>
- Iwaniuk AN, Dean KM, Nelson JE (2005) Interspecific allometry of the brain and brain regions in parrots (Psittaciformes): comparisons with other birds and primates. Brain Behavior and Evolution 65: 40-59. <https://doi.org/10.1159/000081110>
- Jerison HJ (2006) Fossils, brains, and behavior. Integration of Comparative Neuroanatomy and Cognition: 13-31. [URL: <http://hjerison.bol.ucla.edu/pdf/fossilbrains.pdf>]
- Juárez R (2021) Scimitar-billed Woodcreeper (*Drymornis bridgesii*), version 2.0. En: Billerman SM (ed) Birds of the World. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, EUA. <https://doi.org/10.2173/bow.scbwoo4.02>
- Kratter AW, Sillett TS, Chesser RT, O'Neill JP, Parker III TA, Castillo A (1993) Avifauna of a Chaco locality in Bolivia. Wilson Bulletin 105:114-141. [URL: <https://www.jstor.org/stable/4163253>]
- Ksepka DT., Balanoff AM, Smith NA, ..., Zanno LE, Jarvis ED, Smaers JB (2020) Tempo and pattern of avian brain size evolution. Current Biology 30(11):2026-2036. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2020.03.060>
- Kurochkin EN, Dyke GJ, Saveliev SV, Pervushov EM, Popov EV (2007) A fossil brain from the Cretaceous of European Russia and avian sensory evolution. Biology Letters 3(3):309-313. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2006.0617>
- Lopes LE, Fernandes AM, Marini MA (2003) Consumption of vegetable matter by Furnarioidea. Ararajuba 11:235-239
- Marantz CA, Aleixo A, Bevier LR, Patten MA (2020) Narrow-billed Woodcreeper (*Lepidocolaptes angustirostris*), version 1.0. En: del Hoyo J, Elliott A, Sargatal J, Christie DA, de Juana E (eds) Birds of the World. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, EUA. <https://doi.org/10.2173/bow.nabwoo1.01>
- Martens J (1980) Lautäußerungen, verwandtschaftliche Beziehungen und Verbreitungsgeschichte asiatischer Laubsänger (*Phylloscopus*). Fortschr. Verhaltensforsch 22:1-71
- Michelsen A, Larsen ON (1983) Strategies for acoustic communication in complex environments. En: Huber F, Markl H (eds) Neuroethology and Behavioral Physiology. Springer, Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-642-69271-0_23
- Møller AP (2010) Brain size, head size and behaviour of a passerine bird. Journal of Evolutionary Biology 23(3):625-635. <https://doi.org/10.1111/j.1420-9101.2009.01928.x>
- Morton ES (1975) Ecological sources of selection on avian sounds. American Naturalist 109:17-34. <https://doi.org/10.1086/282971>
- Nascimento RS, Silveira LF (2024) Fossil and subfossil birds of Brazil. Zoologia (Curitiba) 41:e23079. <https://doi.org/10.1590/S1984-4689.v41.e23079>
- Noriega JI (1991) Un nuevo género de Furnariidae (Aves, Passeriformes) del Pleistoceno Inferior-Medio de la Provincia de Buenos Aires, Argentina.

- na. *Ameghiniana* 28:317-323. [URL: <https://www.ameghiniana.org.ar/index.php/ameghiniana/article/view/2059>]
- Noriega JI (1998) Aspectos paleozoogeográficos del registro de los Passeriformes (Aves) del Plioceno y Pleistoceno en la provincia de Buenos Aires. V Jornadas Geológicas y Geofísicas Bonaerenses 1:65-71
- Ohlson J, Fjeldså J, Ericson PGP (2008) Tyrant flycatchers coming out in the open: Phylogeny and ecological radiation of Tyrannidae (Aves, Passeriformes). *Zoologica Scripta* 37:315-335. <https://doi.org/j.1463-6409.2008.00325.x>
- Olson SL (2001) Why so many kinds of passerine birds? *Bio-Science* 51:268. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051%5b0268:WS-MKOP%5d2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051%5b0268:WS-MKOP%5d2.0.CO;2)
- Remsen Jr JV (2020) Buff-browed Foliage-gleaner (*Syndactyla rufosuperciliata*), version 1.0. En: del Hoyo J, Elliott A, Sargatal J, Christie DA, de Juana A (eds) *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, EUA. <https://doi.org/10.2173/bow.bbfgle1.01>
- Remsen Jr JV (2024) Brown Cacholote (*Pseudoseisura lophotes*), version 1.1. En: del Hoyo J, Elliott A, Sargatal J, Christie DA, de Juana A, Smith MG (eds) *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, EUA. <https://doi.org/10.2173/bow.brncac1.01.1>
- Remsen, Jr, JV & A Bonan (2020) Rufous Hornero (*Furnarius rufus*), version 1.0. En: del Hoyo J, Elliott A, Sargatal J, Christie DA, de Juana A (eds) *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, EUA. <https://doi.org/10.2173/bow.rufhor2.01>
- Ridgely RS, Tudor G (1994) *The birds of South America. Volume II. The suboscine passerines*. University of Texas Press, Austin, Texas, EUA
- Smaers JB, Vanier DR (2019) Brain size expansion in primates and humans is explained by a selective modular expansion of the cortico-cerebellar system. *Cortex* 118:292-305. <https://doi.org/10.1016/j.cortex.2019.04.023>
- Stacho M, Herold C, Rook N, Wagner H, Axer M, Amunts K, Güntürkün O (2020) A cortex-like canonical circuit in the avian forebrain. *Science* 369(6511):eabc5534. <https://doi.org/10.1126/science.abc5534>
- Stefanini I, Gómez RO, Tambussi CP (2016) Taxonomic reassessment of the Pleistocene Furnariidae (Passeriformes) *Pseudoseisuropsis nehuén* from the South American Pampas, a new species of the genus and phylogenetic relationships. *Journal of Vertebrate Paleontology* 36:e1100630. <https://doi.org/10.1080/02724634.2016.1100630>
- Stingelin W (1957) Vergleichendmorphologische Untersuchungen am Vorderhirn der Vögel auf cytologischer undcytoarchitektonischer Grundlage. Basel, Verlag Helbing & Lichtenhahn. Lübeck, Alemania
- Sultan F, Glickstein M (2007) The cerebellum: comparative and animal studies. *The Cerebellum* 6(3):168-176. <https://doi.org/10.1080/14734220701332486>
- Tambussi CP (2011) Paleoenvironmental and faunal inferences based upon the avian fossil record of Patagonia and Pampa: what works and what does not. *Biological Journal of the Linnean Society* 103:458-474. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8312.2011.01658.x>
- Tambussi CP, Degrange FJ, Ksepka DT (2015) Endocranial anatomy of Antarctic Eocene stem penguins: implications for sensory system evolution in Sphenisciformes (Aves). *Journal of Vertebrate Paleontology* 35:e981635. <https://doi.org/10.1080/002724634.2015.981635>
- Tambussi CP, Degrange FJ, Tirao GA (2014) Neo y paleornitología virtual. *Hornero* 29(2):51-60. <https://doi.org/10.56178/eh.v29i2.610>
- Tonni EP (1977) Un furnárido (Aves, Passeriformes) del Pleistoceno medio de la Provincia de Buenos Aires. *Publicaciones del Museo Municipal de Ciencias Naturales de Mar del Plata Lorenzo Scaglia* 2(6):141-147
- Tonni EP, Noriega JI (2001) Una especie extinta de *Pseudoseisura* Reichenbach 1853 (Passeriformes: Furnariidae) del Pleistoceno de la Argentina: comentarios filogenéticos. *Ornitología Neotropical* 12(1):29-44. [URL: https://digitalcommons.usf.edu/ornitologia_neotropical/vol12/iss1/4/]
- Walsh SA, Barrett PM, Milner AC, Manley G, Witmer LM (2009) Inner ear anatomy is a proxy for deducing auditory capability and behaviour in reptiles and birds. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 276(1660):1355-1360. <https://doi.org/10.1098/rspb.2008.1390>
- Walsh SA, Iwaniuk AN, Knoll MA, Bourdon E, Barrett PM, Milner AC, Nudds RL, Abel RL, Sterpaio PD (2013) Avian cerebellar floccular fossa size is not a proxy for flying ability in birds. *PLOS One* 8(6):e67176. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0067176>
- Winkler DW, Billerman SM, Lovette IJ (2020) Ovenbirds and woodcreepers. En: Billermarn SM, Keeney BK, Rodewald PG, Schulenberg TS (eds) *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, EUA. <https://doi.org/10.2173/bow.furnar2.01>
- Witmer LW, Ridgely RC (2008) The paranasal air sinuses of predatory and armored dinosaurs (Archosauria: Theropoda and Ankylosauria) and their contribution to cephalic structure. *The Anatomical Record* 291:1362-1388. <https://doi.org/10.1002/ar.20794>
- Witmer LM, Ridgely RC, Dufeu DL, Semones MC (2008) Using CT to peer into the past: 3D visualization of the brain and ear regions of birds, crocodiles, and nonavian dinosaurs. En: Endo H, Frey R (eds) *Anatomical Imaging*. Springer, Tokyo. https://doi.org/10.1007/978-4-431-76933-0_6
- Wylie DR, Gutiérrez-Ibáñez C, Iwaniuk A (2015) Integrating brain, behavior, and phylogeny to understand the evolution of sensory systems in birds. *Frontiers in Neuroscience* 9:281. <https://doi.org/10.3389/fnins.2015.00281>



RECRÍA *EX SITU* DEL MACÁ TOBIANO (*Podiceps gallardoi*) Y EL MACÁ PLATEADO (*Podiceps occipitalis*) COMO ESTRATEGIA FUNDAMENTAL PARA UNA ESPECIE CRÍTICAMENTE AMENAZADA

Gabriela T. Gabarain^{1,2,3*} , Laura Fasola^{1,3,4} , Patrick I. Buchanan^{1,3}  & Ignacio Roesler^{1,3,4,5} 

¹Proyecto Macá Tobiano / Programa Patagonia, Departamento de Conservación, Aves Argentinas. Matheu 1246, CABA (C1249 AAB), Argentina

²Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). Universidad de Buenos Aires. Instituto de Ecología Genética y Evolución de Buenos Aires (IEGEBA). Intendente Güiraldes 1260, Ciudad Universitaria, CABA (C1428EGA), Argentina

³Fundación Macá Tobiano. Calle 64 #620, La Plata (1900)

⁴Grupo de Conservación y Biodiversidad, Dpto. Análisis de Sistemas Complejos, Fundación Bariloche, CONICET. Av. Bustillo 9500, Bariloche (8400), Río Negro, Argentina

⁵EDGE of Existence Programme Affiliated (Zoological Society of London)

*ga.gabarain@gmail.com

RESUMEN: La pérdida de hábitat, el cambio climático y las especies exóticas invasoras han provocado la pérdida del 80% de la población del críticamente amenazado Macá Tobiano (*Podiceps gallardoi*). El Macá Plateado (*Podiceps occipitalis*, preocupación menor) es una especie estrechamente relacionada que puede utilizarse como sustituto biológico. Como complemento a las acciones de conservación *in situ* desarrolladas durante más de una década, propusimos la recría *ex situ*, dado que el 97.4% de las nidadas abandona el segundo huevo. Dada la escasa información sobre la cría en cautiverio de macaes, evaluamos variables que podrían afectar la eclosión y la supervivencia de los pichones: la etapa de incubación al momento de la colecta, la duración del transporte, el protocolo de incubación (temperatura y humedad), la pérdida de peso diaria del huevo y la frecuencia de atención (alimentación y natación). Recolectamos e incubamos artificialmente huevos de Macá Tobiano y Macá Plateado durante cuatro temporadas. Logramos un 73% de eclosión. La mayor supervivencia de pichones de Macá Tobiano fue de 144 horas, y criamos de forma exitosa un individuo de Macá Plateado, el cual fue liberado después de 67 días. La duración del transporte, la pérdida de peso diaria del huevo, y el protocolo de incubación no afectaron el éxito de la eclosión. Los huevos colectados en las últimas etapas de incubación mostraron una mayor tasa de eclosión. Observamos mayor supervivencia con el protocolo de incubación de alta temperatura y humedad. Los pichones nacidos de huevos con > 1% de pérdida de peso diaria del huevo mostraron una mayor supervivencia. Lo mismo ocurrió con los pichones con cuidado más asiduo. Pudimos definir un protocolo de incubación apropiado. En el futuro, nos enfocaremos en determinar la frecuencia apropiada de cuidado y dieta. El bajo éxito reproductivo del Macá Tobiano en los últimos años urge la necesidad de acciones dirigidas a aumentar el reclutamiento anual de la población.

PALABRAS CLAVE: *biología reproductiva, cría en cautiverio, manejo ex situ, Macá Tobiano, Macá Plateado, Podiceps gallardoi, Podiceps occipitalis*

Los macaes (Podicipediformes) son uno de los grupos taxonómicos de aves de mayor preocupación para la conservación, ya que tres de las 23 especies que lo conforman han sido declaradas extintas en las últimas tres décadas y otras cinco se encuentran actualmente amenazadas (BirdLife International 2023). Además, la alteración del hábitat, la contaminación, la introducción de especies exóticas y el cambio climático provocan el rápido declive de las poblaciones de varias especies (Winkler et al. 2020). El Macá Tobiano (*Podiceps gallardoi*) es un reproductor endémico de la provincia de Santa Cruz, Argentina, donde nidifica en lagunas de altura sobre mesetas basálticas en el oeste de la provincia. Durante el invierno, los Macaes Tobiños migran a los estuarios de la costa atlántica de los ríos Coyle, Gallegos y Chico–Santa Cruz (Imberti et al. 2020). A comienzos de la década de 1980, la población del Macá Tobiano fue estimada en 3000–5000 individuos (Fjeldsá 1986, Beltrán et al. 1992). Censos realizados entre 2010 y 2011 mostraron que en 25 años la población sufrió una disminución del 80% y un incremento de sus amenazas (especies exóticas invasoras y pérdida de sitios reproductivos debido al cambio climático), quedando solo c. 800 individuos (Roesler et al. 2012). En consecuencia, la especie fue categorizada globalmente como En Peligro Crítico en 2012 (BirdLife International 2023). En Argentina, también es considerada en peligro crítico (MAyDS y AA 2017). Las causas del declive incluyen la depredación de adultos y juveniles por el Visón Americano (*Neovison vison*), la destrucción de colonias por la Gaviota Cocinera (*Larus dominicanus*), y la competencia con la Trucha Arcoíris (*Oncorhynchus mykiss*), introducida en algunas lagunas (Roesler et al. 2012, Lancelotti et al. 2017, Fasola & Roesler 2018). Además, factores relacionados con el clima, como la disminución de las precipitaciones invernales (nevadas) y el aumento de la velocidad del viento, provocan el secado de las lagunas (Lancelotti et al. 2020), afectando la viabilidad de las colonias reproductivas.

Globalmente, el Macá Plateado (*Podiceps occipitalis*) está categorizado como Preocupación Menor debido a que esta especie presenta un rango de distribución extremadamente amplio y un tamaño poblacional grande. Sin embargo, la tendencia poblacional general es decreciente, y la tendencia de algunas de sus poblaciones es desconocida (BirdLife International 2023). En Argentina, es considerada no amenazada (MAyDS y AA 2017). Es una especie estrechamente relacionada al Macá Tobiano, con hábitos de vida similares y que habita los mismos ambientes en la

Patagonia austral (Fjeldsá 1983). Por esta razón, las amenazas que enfrenta la especie podrían ser similares. Además, los Macaes Tobiños y Plateados frecuentemente forman colonias mixtas, por lo que cualquier información generada a partir de una especie podría ayudar a comprender a la otra.

El manejo *ex situ* ha sido utilizado para beneficiar los esfuerzos de conservación de especies amenazadas. Se han prevenido extinciones de especies y, para un número creciente de ellas, las restauraciones o introducciones de conservación han seguido a períodos de manejo *ex situ* (IUCN/SSC 2014). La incubación artificial de huevos extraídos del ambiente natural, la cría a mano de pichones y la posterior devolución de las aves a su hábitat nativo han sido incorporadas a la estrategia general de recuperación de especies en peligro, como el Cernícalo de Mauricio (*Falco punctatus*, Jones et al. 1995), el Fodi de Mauricio (*Foudia rubra*, Cristinacce et al. 2008), el Cóndor Californiano (*Gymnogyps californianus*, Kuehler & Whitman 1988) y el Cuervo Hawaiano (*Corvus hawaiiensis*, Kuehler et al. 1994). No obstante, las experiencias de recría *ex situ* en macaes son anecdóticas. Entre 1924 y 1933, el biólogo alemán Oskar Heinroth intentó en varias ocasiones criar individuos de *Podiceps cristatus*, pero nunca logró que los pichones sobrevivieran más de cuatro días (Hick 1966). Siguiendo su ejemplo, Hick (1966) incubó artificialmente huevos de la misma especie en 1962 y obtuvo pichones que también murieron al cuarto día de vida. Sin embargo, en 1963 logró criar dos individuos hasta volantones, aunque no se especifica la edad de supervivencia. También trabajando con *Podiceps cristatus*, Kop (1972) obtuvo dos individuos a partir de cinco huevos recolectados en el campo e incubados artificialmente, que vivieron 11 días, y tres individuos que vivieron 61, 72 y 73 días. Herman incubó artificialmente tres huevos de *Aechmophorus occidentalis* en 1974 y recolectó tres pichones en el campo. Los seis pichones fueron criados satisfactoriamente hasta al menos cuatro meses de edad; dos fueron liberados a los 14–15 meses de edad (MacVean 1988). Ratti crió exitosamente siete individuos de *Aechmophorus clarkii* a partir de huevos recolectados en el campo hasta las 9–12 semanas de edad en 1977 (MacVean 1988). Nuechterlein (1981) incubó dos huevos abandonados de Macá Tobiano tras el nacimiento del primer pichón y logró que uno eclosionara, sobreviviendo hasta los cuatro días de edad. En 1986, en el marco de un plan para conservar al hoy extinto *Podilymbus gigas* (Macá de Atilán), MacVean (1988) crió exitosamente cinco individuos de Macá Pico Grueso (*Podilymbus podiceps*) a partir

de 20 huevos recolectados en el campo e incubados artificialmente, obteniendo pichones de dos, 20 y 60 días de edad, y de 14-16 meses. En este último caso, la estrategia mostró un potencial extremadamente alto, pero, lamentablemente, no fue continuada y la especie se extinguió (Hunter 1988). Algunos de estos trabajos no brindan una descripción detallada de la metodología empleada. Otros son altamente detallados, pero no resultan adecuados para trabajar con especies de hábitats muy diferentes a los del Macá Tobiano. En cualquier caso, constituyen la base para la creación de protocolos experimentales de trabajo para otras especies de macaes.

Desde 2011, el 'Proyecto Macá Tobiano' (Aves Argentinas / BirdLife International) viene realizando esfuerzos *in situ* para conservar la población del Macá Tobiano a corto plazo (Roesler et al. 2018). Este proyecto incluye acciones para proteger las colonias mediante los 'guardianes de colonia' (i.e., técnicos especializados que acampan en las colonias para vigilar y proteger los nidos de los depredadores; ver Roesler et al. 2016). Además, existe un componente de control de especies exóticas invasoras orientado a prevenir la depredación de adultos, maximizar el reclutamiento estacional y restaurar sitios reproductivos (Roesler et al. 2018). Estos esfuerzos han sido exitosos en detener el declive poblacional; sin embargo, debido al bajo éxito reproductivo de las temporadas recientes, la población está volviendo a disminuir (Roesler et al. 2025).

Como complemento de las acciones *in situ*, propusimos una estrategia a largo plazo de recría *ex situ* de individuos a partir de huevos 'ecológicamente perdidos' (i.e., huevos que no eclosionan en la naturaleza). Esto es posible debido a la estrategia única del Macá Tobiano en comparación con otros macaes (Fjeldså 1986), ya que el 97.4% de las parejas reproductivas cría un solo pichón y abandona el segundo huevo tras la eclosión del primero (Roesler 2016). La recría *ex situ* del segundo huevo y la liberación de estos individuos podría duplicar el reclutamiento por temporada. Además, varias colonias son destruidas por vientos fuertes, por lo que sería posible recuperar todos los huevos antes de que esto ocurra. Asimismo, dado el estado precario de otras especies de macaes, el desarrollo de técnicas de recría *ex situ* podría resultar útil en futuros esfuerzos de recuperación poblacional.

Nuestro objetivo es generar conocimiento teórico y práctico para el desarrollo de un programa de recría *ex situ* del Macá Tobiano, con el fin de aumentar el número de juveniles que sobreviven hasta la migración (i.e., incrementar el reclutamiento por

temporada) mediante la recuperación de huevos ecológicamente perdidos. Debido al bajo éxito reproductivo de la especie en los últimos años, utilizamos al Macá Plateado como especie sustituta cuando no hubo disponibilidad de huevos de Macá Tobiano. Nuestros objetivos de investigación fueron desarrollar un método para la obtención de pichones a partir de huevos recolectados en las lagunas, abarcando la recolección, el transporte, la incubación y la eclosión. Adicionalmente, crear un protocolo para la recría *ex situ* de los pichones hasta que sean juveniles, incluyendo variables ambientales, de manejo y de alimentación.

Para evaluar el efecto sobre la eclosión, comparamos el período de incubación considerando el momento de recolección de los huevos, la duración del transporte entre las lagunas y las instalaciones de recría *ex situ*, cinco protocolos de incubación (con diferencias en temperatura y humedad) y la pérdida diaria de peso del huevo durante la incubación artificial. Para evaluar los factores que influyen en el tiempo de supervivencia de los pichones, analizamos los cinco protocolos de incubación, las variaciones en la pérdida diaria de peso del huevo durante la incubación, las opciones de alimento y la frecuencia de alimentación y nado de los pichones. Aquí presentamos los resultados de las experiencias iniciales en la cría del Macá Tobiano y del Macá Plateado, junto con una evaluación de las variables que afectan el éxito de eclosión y la supervivencia de los pichones.

MÉTODOS

Área de estudio

Entre 2015 y 2020 trabajamos en el área reproductiva del Macá Tobiano en el oeste de la provincia de Santa Cruz, Patagonia, Argentina, particularmente en las mesetas del lago Buenos Aires y del lago Strobel (Fig. 1). Pudimos trabajar en cuatro temporadas reproductivas (diciembre-abril), dado que en algunos años no se registró la presencia de colonias reproductivas. La primera estación de cría se ubicó en la Estancia Laguna Verde Fishing Lodge (48°30'S, 71°14'O), en el área central de la meseta del lago Strobel, donde nos instalamos en un contenedor con un amplio rango térmico. Allí criamos macaes durante tres temporadas (2015–2016, 2016–2017, 2017–2018). En nuestra última temporada (2019–2020), desarrollamos una estación de recría *ex situ* completamente equipada en la Estación Biológica Juan Mazar Barnett (EBJMB – Aves Argentinas; 47°14'S, 71°11'E). Este sitio fue acondicionado con aislamiento térmico en el techo y las paredes, lo que permitió

mantener una temperatura ambiente estable entre 15 y 20°C. Esto representó una mejora significativa para el funcionamiento de las incubadoras. Recolectamos huevos de Macá Tobiano y Macá Plateado en cinco lagunas: Rodríguez 9, Rodríguez 19, LA4 (meseta del lago Buenos Aires, Fig. 1B) y las lagunas Ocho y Nueve (meseta del lago Strobel, Fig. 1C).

Recolección y transporte de huevos

Como parte de las actividades del Proyecto Macá Tobiano, monitoreamos en cada temporada reproductiva las lagunas donde pueden formarse colonias, buscando nidos. Cuando localizamos una colonia, una persona es asignada como 'guardián' y permanece en el sitio para protegerla y registrar la fecha de puesta de los huevos (i.e., cuando los huevos son visibles en el nido), marcando el inicio de la incubación. Para la recría *ex situ*, intentamos recolectar los huevos luego de más de 15 días de incubación natural, pero si existía riesgo de perderlos debido a una tormenta de viento, los recolectábamos antes.

Para recolectar los huevos utilizamos un bote inflable a remo para dos personas (Roesler 2016). Una persona remaba mientras la otra retiraba los huevos del nido (Fig. 2A). Recolectamos uno de los dos huevos de cada nido. El acercamiento a la colonia siempre se realizó contra el viento y nunca llevó más de 10 min. Todas las colonias fueron monitoreadas antes y después de la recolección para detectar posibles efectos adversos de nuestra intervención, y el éxito reproductivo no varió. Transportamos los huevos en cajas térmicamente aisladas con una fuente de calor (bolsas de agua caliente a 55-60°C), separadas de los huevos mediante algodón. Con este rango de temperatura del agua, mantuvimos la temperatura interna de la caja entre 25 y 30°C durante todo el traslado. Luego, los huevos fueron clasificados según el tiempo de transporte (desde la laguna hasta el centro de recría) y el estadio de incubación al momento de la recolección. Definimos tres grupos según la duración del transporte: <1 h, 1-3 h y >3 h. También definimos tres grupos de estadios de incubación (1-7 días, 8-14 días, 15-21 días) en base al período típico de incubación del

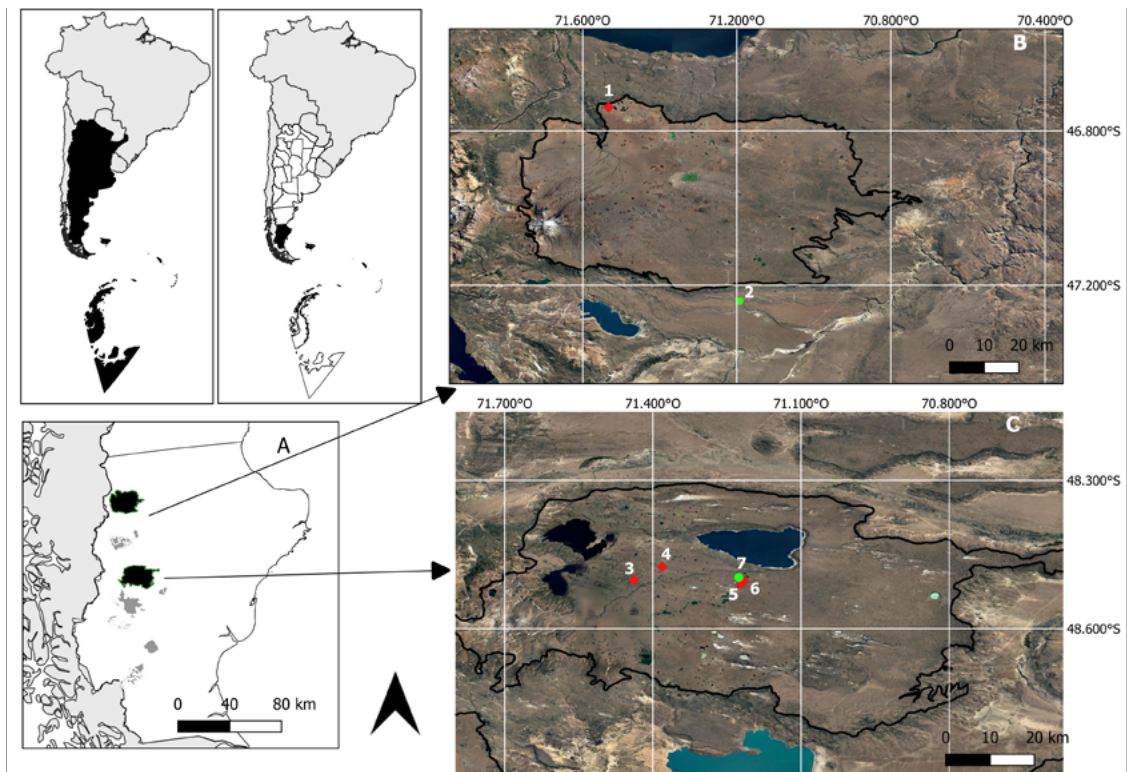


Figura 1. Área de estudio en la provincia de Santa Cruz, Argentina: A) Área de estudio mostrando las mesetas importantes: en negro, mesetas cubiertas en este estudio; en gris, otras mesetas importantes para el Macá Tobiano (*Podiceps gallardoi*). B) En la Meseta del Lago Buenos Aires, ubicación de las lagunas (rombos rojos) donde recolectamos huevos y de los sitios de recría *ex situ* (puntos verdes): 1 = LA4, 2 = Estación Biológica Juan Mazar Barnett. C) En la Meseta del Lago Strobel, ubicación de las lagunas (rombos rojos) donde recolectamos huevos y de los sitios de recría *ex situ* (puntos verdes): 3 = Rodríguez 19, 4 = Rodríguez 9, 5 = Nueve, 6 = Ocho, 7 = Laguna Verde.

Macá Tobiano (20–21 días; Roesler 2016), y asumimos el mismo período para el Macá Plateado. En algunos casos, la asignación de las fechas de puesta se basó en información obtenida por observación directa de los ‘guardianes de colonia’, cuando la colonia fue detectada antes de la puesta. En otros, se estimó a partir de las fechas de monitoreo de las lagunas (i.e., la laguna fue visitada y no había colonia, y posteriormente, durante otro monitoreo, se encontró una colonia) y del número de días de incubación artificial de los huevos hasta la eclosión. En este último caso, consideramos la fecha de puesta como 21 días antes del día de eclosión, aunque el transporte y la incubación artificial pueden prolongar el tiempo hasta la eclosión.

Incubación artificial de huevos

Una vez en las instalaciones de cría, marcamos los huevos con un número de identificación utilizando un lápiz sobre la cáscara, los pesamos, y los colocamos horizontalmente en una incubadora (Fig. 2B). Luego de 12 h, verificamos mediante ovoscopia (i.e., iluminación de huevos con una fuente de luz para observar su interior) la viabilidad de los huevos y los medimos (largo y ancho). Esperamos 12 h para permitir que los huevos se estabilizaran tras el transporte. Si se encontraba algún huevo no viable, se descartaba; sin embargo, este no fue el caso.

Probamos cinco protocolos de temperatura/humedad aplicados a los diferentes lotes de huevos obtenidos por temporada. Debido a la variabilidad en el número de nidos entre temporadas, no fue posible mantener un diseño experimental balanceado. Comenzamos con un protocolo estándar de incubación utilizado en especies domésticas de aves, que funciona bien en muchas especies no domésticas (Gage & Duerr 2007): alta temperatura-alta humedad (37.1–37.5°C/65–70%; $n = 12$) en la temporada 2015/2016. Debido al bajo tiempo de supervivencia de los pichones de Macá Tobiano, planteamos la hipótesis de que una temperatura de incubación más baja podría aumentar el tiempo de incubación y producir pichones más fuertes. Por lo tanto, en la temporada siguiente (2016/2017) probamos simultáneamente dos protocolos: uno de baja temperatura-alta humedad (34.5–34.8°C/65–70%; $n = 7$) y otro de temperatura intermedia-alta humedad (36.5–36.8°C/65–70%; $n = 4$), pero los pichones eclosionaron inmaduros y débiles (i.e., con el ombligo abierto, el plumón dorsal incompleto y los ojos cerrados). Luego, dado el ambiente árido en que habita el Macá Tobiano, quisimos evaluar una disminución de la humedad. Así, también durante la temporada 2016/2017 utilizamos un protocolo de baja temperatura–baja humedad (34.5–34.8°C/35–40%; $n = 4$), con resultados no favorables. Finalmente, en la temporada 2017/2018



Figura 2. Metodología de trabajo utilizada para el Macá Tobiano (*Podiceps gallardoi*) y el Macá Plateado (*P. occipitalis*): A) Recolección de huevos, B) Incubación, C) Pesaje de huevos, D) Alimentación manual de pichones, E) Sesión de natación, F) Alimentación independiente de pichones en piletas más grandes.

probamos un protocolo de alta temperatura-baja humedad (37.1–37.5°C/35–40%; $n = 12$). Dado que, de manera subjetiva, obtuvimos los pichones más fuertes en el primer intento, decidimos volver al protocolo de alta temperatura-alta humedad en la temporada 2019/2020 ($n = 5$). Tuvimos problemas técnicos con el protocolo de temperatura intermedia-alta humedad: la nacedora (incubadora con menor temperatura) se rompió y los huevos sufrieron una caída abrupta de temperatura (casi 2°C).

Diariamente, pesamos los huevos (precisión de la balanza 0.01 g) para calcular la pérdida diaria de peso (Fig. 2C). Definimos tres intervalos de pérdida de peso del huevo: intervalo 1 (0.6–0.9%), intervalo 2 (1.0–1.3%) e intervalo 3 (1.4–1.7%). Cada tres días, realizamos ovoscopías de los huevos para observar el desarrollo embrionario. Durante los últimos 2–3 días, una vez que los embriones picaron la cámara de aire, los transferimos a una nacedora. La nacedora se mantuvo siempre 0.5°C más fría que la incubadora en cada protocolo.

Cría de pichones

Tras la eclosión, cada pichón permaneció en la nacedora durante dos horas para secar el plumón antes de ser trasladado a una caja de cría (i.e., un contenedor con una fuente de calor inferior). Esta se mantuvo a 36–37°C, similar a la temperatura del dorso de los macaes (Roesler 2016). Diariamente, los pichones fueron pesados (0.01 g), alimentados (Fig. 2D) y colocados en una pileta (Fig. 2E) para beber y defecar.

Creamos cuatro escenarios de cuidado diurno y nocturno, basados en el intervalo entre comidas, y uno sin alimentación nocturna, aplicados según el número de pichones obtenidos por temporada. La diferencia entre tratamientos radicó en la frecuencia de alimentación nocturna. Los pichones fueron alimentados cada hora durante el día (06:00–22:00 h) y cada una, dos o cuatro horas durante la noche (escenarios de una, dos y cuatro horas, respectivamente). Además, utilizamos un tratamiento que no incluyó alimentación nocturna (escenario sin alimentación). Dado que los macaes necesitan estar en el agua para defecar y ejercitarse (Gage & Duerr 2007), la alimentación siempre estuvo acompañada por una sesión de nado. En el ‘escenario sin alimentación’, los pichones pasaron por la pileta una vez durante la noche para estimular la defecación, siguiendo a MacVean (1988). Los primeros escenarios también se basaron en el trabajo de MacVean (1988). Luego, los protocolos fueron adaptados de acuerdo con los resultados o

percepciones obtenidas a lo largo de las temporadas. Durante las primeras dos semanas, los pichones fueron alimentados con pinzas. Posteriormente, comenzaron a capturar presas vivas (anfípodos) en la pileta, lo que es consistente con su comportamiento alimentario natural. Durante la primera semana, los pichones fueron colocados en el agua solo el tiempo suficiente para estimular la defecación (15–30 s). Luego de la primera semana, el tiempo de permanencia en el agua se incrementó gradualmente. Los pichones fueron retirados de la pileta cuando mostraron signos de estrés (i.e., vocalizaciones, inquietud). Tras cuatro semanas, el único pichón vivo permaneció todo el día en el agua y solo fue retirado de la pileta durante la noche. La pileta fue suplementada con presas vivas (anfípodos) recolectadas en las lagunas. Luego de siete semanas, tras la primera transición de plumaje, permaneció siempre en la pileta. Durante la primera semana utilizamos una batea plástica pequeña (40 cm × 25 cm × 10 cm). En la segunda semana, usamos una batea plástica de 70 cm × 40 cm × 20 cm. Luego de tres semanas, colocamos al pichón en una pileta más grande (1,30 m × 0,95 m × 0,40 m, Fig. 2F). El agua utilizada para llenar las piletas provenía de ríos locales a través del sistema de canales de las estancias. Dado que es una especie gregaria, colocamos espejos en la pileta y en la caja de cría para simular la presencia de otros individuos. Para definir la edad mínima de liberación, consideramos que debía ser mayor a un mes, ya que los juveniles suelen independizarse de sus padres aproximadamente a esa edad (Roesler 2016). También consideramos que hubieran completado la primera transición de plumaje, que ocurre entre las seis y siete semanas de vida. Utilizamos tres opciones de alimento, aplicadas según los pichones obtenidos y la disponibilidad de alimento por temporada: alimento balanceado hipoalérgico para gatos y truchas (2015/2016), anfípodos recolectados en las lagunas (2015/2016–2016/2017–2017/2018–2019/2020) y larvas de quironómidos rehidratadas con agua (2019/2020). También ofrecimos plumas a todos los pichones (Storer 1961, Roesler 2016). Realizamos una necropsia a todos los pichones muertos para determinar la causa de la muerte.

Análisis de datos

Consideramos como variables respuesta el éxito de eclosión (i.e., si el huevo eclosionó) y el tiempo de supervivencia (en horas) de los pichones hasta los 15 días de vida (360 h) o hasta su muerte. Consideramos la supervivencia hasta los 15 días porque, a esa edad, los pichones son menos dependientes del cuidado

externo (e.g., forrajean por sí mismos y permanecen más tiempo en el agua). Para evaluar los efectos del estadio de incubación al momento de la recolección, la duración del transporte y el protocolo de incubación sobre el éxito de eclosión, ajustamos modelos lineales generalizados con distribución binomial y función de enlace logit. Probamos modelos univariados con las tres variables predictoras, así como la interacción entre los días de incubación natural y el tiempo de traslado. Para este análisis utilizamos únicamente huevos de Macá Tobiano. La selección de modelos se realizó mediante el Criterio de Información de Akaike Corregido (AICc). Los supuestos fueron evaluados utilizando el paquete estadístico *DHARMa* (Harting 2024). Para comparar la pérdida diaria de peso entre huevos eclosionados y no eclosionados, realizamos una prueba U de Mann–Whitney. Evaluamos los efectos del protocolo de incubación, la pérdida diaria de peso del

huevo y la frecuencia de cuidado de los pichones sobre el tiempo de supervivencia temprana mediante análisis de supervivencia de Kaplan–Meier y utilizamos la prueba de log-rank para las comparaciones entre grupos. Comparamos la supervivencia de pichones con alimentación nocturna versus aquellos sin alimentación nocturna mediante una prueba U de Mann–Whitney. Consideramos dentro del grupo sin alimentación nocturna a los pichones que recibieron solo una alimentación nocturna, ya que pensamos que un intervalo de cuatro horas es muy largo, en concordancia con las observaciones en lagunas (Roesler 2016). Todos los análisis se realizaron en R 4.1.0 (R Core Team 2021).

RESULTADOS

Recolectamos un total de 45 huevos en nueve eventos de colecta, que comprendieron 42 huevos de Macá Tobiano y tres huevos de Macá Plateado. Un huevo de Macá Tobiano se rompió durante la medición y fue descartado. No detectamos huevos inviables mediante ovoscopia. La longitud media de los huevos de Macá Tobiano fue de 4.58 ± 0.18 cm (rango = 4.20–5.10 cm; $n = 41$); el ancho medio de los huevos de Macá Tobiano fue de 3.08 ± 0.07 cm (rango = 2.90–3.20 cm; $n = 41$). La longitud media de los huevos de Macá Plateado fue de 4.33 ± 0.32 cm (rango = 4.10–4.70 cm; $n = 3$); el ancho medio de los huevos de Macá Plateado fue de 2.90 ± 0.10 cm (rango = 2.80–3.00 cm; $n = 3$).

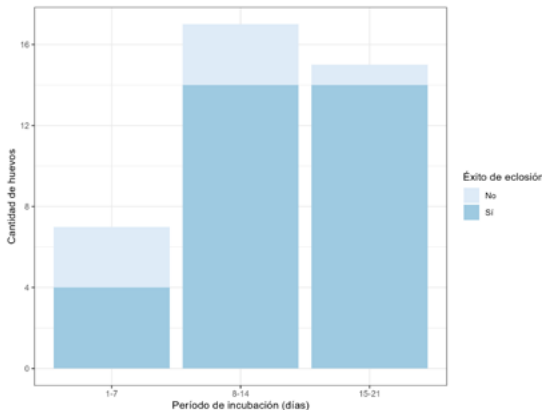


Figura 3. Éxito de eclosión de huevos de Macá Tobiano (*Podiceps gallardoi*) y Macá Plateado (*P. occipitalis*) en función del periodo de incubación durante el cual fue recolectado el huevo.

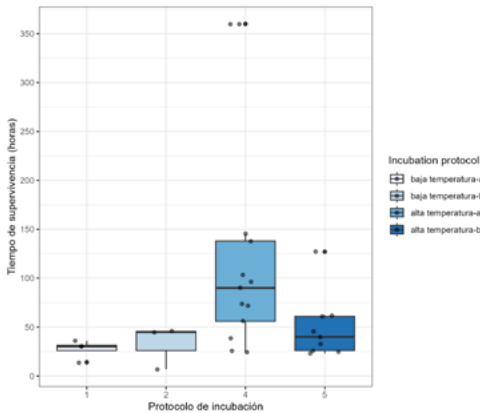


Figura 4. Gráfico realizado a partir de datos crudos que muestra el tiempo de supervivencia de pichones de Macá Tobiano (*Podiceps gallardoi*) y Macá Plateado (*P. occipitalis*) según el protocolo de incubación.

Éxito de eclosión

De los 44 huevos, siete (Macá Tobiano) fueron recolectados durante el primer periodo de incubación (1–7 días), 17 (Macá Tobiano) fueron recolectados durante el segundo periodo de incubación (8–14 días) y 15 (12 Macá Tobiano / 3 Macá Plateado) fueron recolectados durante el tercer periodo de incubación (15–21 días). Cinco huevos de Macá Tobiano no pudieron ser clasificados porque no eclosionaron; por lo tanto, no pudimos retroceder para estimar el día de puesta (sin evidencia a partir de observaciones de la colonia). El peso medio de los huevos de Macá Tobiano para el primer periodo de incubación fue de 23.70 ± 1.80 g (rango = 20.41–26.44 g; $n = 7$), para el segundo periodo de incubación fue de 21.98 ± 1.54 g (rango = 18.87–24.42 g; $n = 17$) y para el tercer periodo de incubación fue de 21.40 ± 1.51 g (rango = 19.24–24.37 g; $n = 12$). El peso medio de los huevos de Macá Plateado, todos obtenidos en el tercer periodo de incubación, fue de 18.26 ± 1.77 g (rango = 17.00–20.28 g; $n = 3$). La tasa de eclosión para todos los huevos fue del 73% (32/44) - 57% (4/7) para los huevos

recolectados en el primer tercio de incubación, 82% (14/17) en el segundo y 93% (14/15) en el tercero (Fig. 3). Documentamos tiempos de transporte que variaron entre 16 min y nueve h. Para analizar el efecto del protocolo de incubación sobre la eclosión, descartamos los huevos incubados con el protocolo de temperatura media–alta humedad ($n = 4$). La asignación de huevos entre los otros cuatro protocolos fue la siguiente: siete huevos (baja temperatura–alta humedad), cuatro huevos (baja temperatura–baja humedad), 17 huevos (alta temperatura–alta humedad) y 12 huevos (alta temperatura–baja humedad).

A fin de evaluar el efecto de las variables sobre el éxito de eclosión, y utilizando el AICc con una corrección para tamaños de muestra pequeños para la selección de modelos, el modelo univariado con la variable predictora días de incubación natural al momento de la recolección (numérica) fue seleccionado como el mejor modelo (peso relativo = 0.69, Tabla 1). Sin embargo, no se detectaron diferencias significativas ($Z = 0.688$, $p < 0.491$). La pérdida media diaria de peso del huevo durante la incubación fue de $1.05 \pm 0.35\%$ (rango = 0.31–1.61%; $n = 44$). No detectamos diferencias significativas en la pérdida de peso entre huevos eclosionados y no eclosionados ($U = 266$, $df = 1$, $p = 0.673$).

Supervivencia en la etapa inicial

De los 44 huevos, 32 eclosionaron (i.e., 73%; 29 Macá Tobiano, 3 Macá Plateado). El peso promedio al nacer para el Macá Tobiano fue de 14.91 ± 0.85 g (rango = 12.96–16.29 g; $n = 29$) y de 12.28 ± 1.40 g (rango = 11.33–13.88 g; $n = 3$) para el Macá Plateado. El tiempo medio de supervivencia fue de 54.90 ± 35.94 h (rango = 7.00–145.00 h; $n = 29$) para el Macá Tobiano y de 274.33 ± 148.38 h (rango = 103.00–360.00 h; $n = 3$) para el Macá Plateado. Dos individuos de Macá Plateado vivieron más de 15 días; uno murió al día ~15 (362 h) y otro fue liberado exitosamente después de 67 días (1608 h).

El tiempo medio de supervivencia según el protocolo de incubación fue de 27.50 ± 9.43 h (rango = 14.00–36.00 h; $n = 4$) para el protocolo de baja temperatura–alta humedad; 32.67 ± 22.23 h (rango = 7.00–46.00 h; $n = 3$) para el protocolo de baja temperatura–baja humedad; 121.77 ± 112.18 h (rango = 24.00–360.00 h; $n = 13$) para el protocolo de alta temperatura–alta humedad; y 49.22 ± 32.64 h (rango = 23.00–127.00 h; $n = 9$) para el protocolo de alta temperatura–baja humedad (Fig. 4). El análisis de supervivencia de Kaplan-Meier determinó que

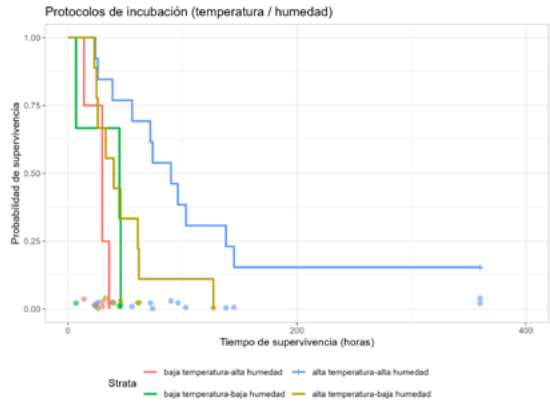


Figura 5. Curvas de supervivencia de Kaplan-Meier que comparan la probabilidad de supervivencia de pichones eclosionados a partir de huevos incubados con diferentes protocolos de temperatura y humedad. Las líneas de censura representan pichones que no murieron antes de los 15 días de edad.

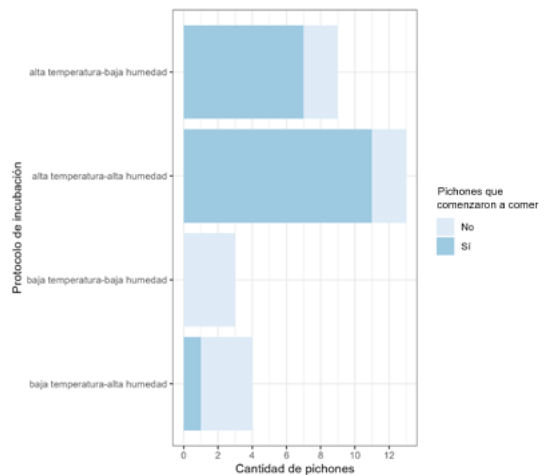


Figura 6. Proporción de pichones de Macá Tobiano (*Podiceps gallardoi*) y Macá Plateado (*P. occipitalis*) que nunca comenzaron a alimentarse según los distintos protocolos de temperatura y humedad.

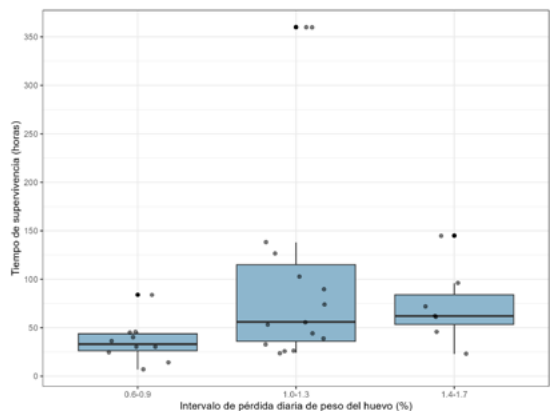


Figura 7. Gráfico realizado a partir de datos crudos que muestra el tiempo de supervivencia de pichones de Macá Tobiano (*Podiceps gallardoi*) y Macá Plateado (*P. occipitalis*) según el intervalo de pérdida diaria de peso del huevo.

Tabla 1. Valores del análisis de selección de múltiples modelos (AICc) del efecto del estadio de incubación al momento de la recolección, la duración del transporte y el protocolo de incubación sobre el éxito de eclosión, incluyendo los modelos global y nulo. Variables: Días_col: días de incubación natural al momento de la recolección, Días_trans: duración del transporte de los huevos desde los lagos hasta las instalaciones de recría, Incubación: protocolo de incubación.

Intercep.	Días_col	Transp_dur	Incubación	Días_trans	df	logLik	AICc	Delta	Peso
0.549	0.068				2	-19.081	42.5	0	0.689
3.636	-0.177	-0.008		0.001	4	-17.432	44.2	1.73	0.291
1.115		-0.002			2	-23.295	50.9	8.42	0.010
0.882					1	-24.786	51.7	9.16	0.007
0.288			+		4	-22.153	53.6	11.04	0.003

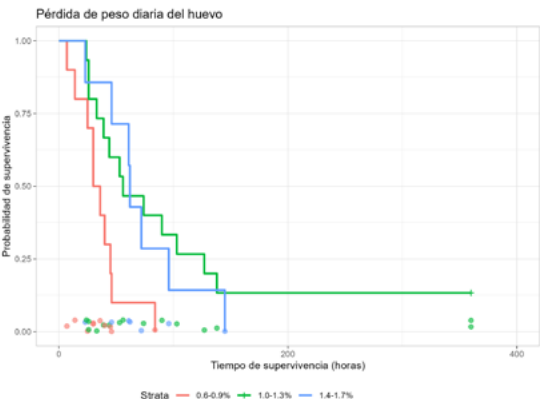


Figura 8. Curvas de supervivencia de Kaplan-Meier que comparan la probabilidad de supervivencia de pichones de Macá Tobiano (*Podiceps gallardoi*) y Macá Plateado (*P. occipitalis*) eclosionados a partir de huevos con diferente pérdida de peso del huevo. Las líneas de censura representan pichones que no murieron antes de los 15 días de edad.

existieron diferencias estadísticamente significativas en la supervivencia entre los distintos protocolos ($\chi^2 = 14.3$, $df = 3$, $p = 0.003$; Fig. 5). Las comparaciones *post hoc* utilizando la corrección de Bonferroni detectaron una mayor supervivencia de los pichones incubados con el protocolo de alta temperatura–alta humedad en comparación con el protocolo de baja temperatura–alta humedad ($\chi^2 = 9.3$, $df = 1$, $p = 0.013$). La mayoría de los pichones criados bajo los protocolos de incubación de baja temperatura–alta humedad (75%) y baja temperatura–baja humedad (100%) nunca comenzaron a alimentarse, mientras que pocos pichones en los protocolos de alta temperatura–alta humedad (15%) y alta temperatura–baja humedad (22%) nunca comenzaron a alimentarse (Fig. 6).

El tiempo medio de supervivencia según la pérdida diaria de peso del huevo fue de 35.70 ± 21.13 h (rango = 07.00–84.00 h; $n = 10$) para el intervalo 1, 103.53 ± 110.26 h (rango = 24.00–360.00 h; $n = 15$) para el intervalo 2 y 72.14 ± 39.16 h (rango = 23.00–145.00 h; $n = 7$) para el intervalo 3 (Fig. 7). El análisis

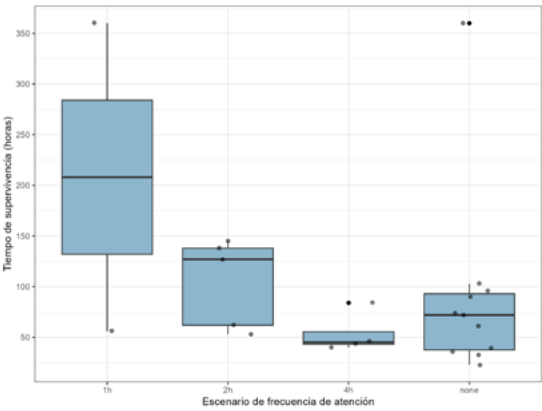


Figura 9. Gráfico realizado a partir de datos crudos que muestra el tiempo de supervivencia de pichones de Macá Tobiano (*Podiceps gallardoi*) y Macá Plateado (*P. occipitalis*) según el escenario de frecuencia de cuidado de pichones.

de supervivencia de Kaplan-Meier determinó que existieron diferencias estadísticamente significativas en la supervivencia entre los grupos ($\chi^2 = 8.9$, $df = 2$, $p = 0.012$; Fig. 8). Las comparaciones *post hoc* utilizando la corrección de Bonferroni detectaron una menor supervivencia de los pichones del grupo 1 en comparación con el grupo 2 ($\chi^2 = 6.5$, $df = 1$, $p = 0.032$).

El tiempo medio de supervivencia según la frecuencia de cuidado de los pichones fue: 208.00 ± 214.96 h (rango = 56.00–360.00 h; $n = 2$) para el escenario una h; 105.00 ± 43.95 h (rango = 53.00–145.00 h; $n = 5$) para el escenario dos h; 53.50 ± 20.49 h (rango = 40.00–84.00 h; $n = 4$) para el escenario cuatro h; y 89.73 ± 93.69 h (rango = 23.00–360.00 h; $n = 11$) para el escenario ninguno (Fig. 9). No hubo diferencias significativas en los tiempos de supervivencia registrados entre los distintos escenarios de cuidado nocturno ($H = 3.76$, $df = 3$, $p = 0.288$). En la comparación entre pichones con o sin alimentación nocturna, el tiempo medio de supervivencia fue de 134.43 ± 107.31 h (rango = 53.00–360.00 h; $n = 7$) en el grupo con alimentación

nocturna y de 80.07 ± 81.46 h (rango = 23.00-360.00 h; $n = 15$) en el grupo sin alimentación nocturna. No detectamos diferencias significativas en el tiempo de supervivencia entre ambos grupos ($p = 0.21$).

Asumimos que la mayoría de los pichones murieron por falla multiorgánica debido a daño por compresión causado por acumulación de gas en el estómago. Uno de los pichones tuvo el estómago perforado por una pluma y uno, que murió a las 362 horas, lo hizo debido a una impactación de la molleja.

DISCUSIÓN

Trabajar en la conservación de especies amenazadas suele limitar el número de estudios de caso, lo que hace imposible desarrollar diseños experimentales balanceados. Esto, a su vez, dificulta obtener conclusiones estadísticas precisas. Sin embargo, los resultados de este trabajo muestran tendencias claras que sugieren la dirección correcta a seguir en la búsqueda de un protocolo de recría *ex situ* para el Macá Tobiano.

Aunque no detectamos diferencias significativas, encontramos que la tasa de eclosión en huevos recolectados en estadios avanzados fue notablemente mayor que la de aquellos recolectados en estadios tempranos (93% vs. 57%). Esto concuerda con la bibliografía, que indica que algunas especies de aves criadas en cautiverio presentan un mayor éxito de eclosión *ex situ* si han tenido un período de incubación natural (MacVean 1988, Gage & Duerr 2007). Esto sugiere que recolectar los huevos en una etapa más avanzada de la incubación sería preferible, pero debido a la baja probabilidad de éxito de algunas colonias de Macá Tobiano (e.g., colonias expuestas a fuertes tormentas de viento, lagunas con bajos niveles de agua y altas tasas de evaporación), pasar más tiempo en la laguna incrementa la probabilidad de perder ambos huevos. Por el momento, hemos logrado la eclosión de huevos incubados en la naturaleza durante solo cinco días. Finalmente, cabe destacar que nuestras recolecciones de huevos no influyeron en el éxito reproductivo de ninguna de las colonias manipuladas (i.e., los padres criaron un pichón por nido).

Un resultado extremadamente valioso de cara al futuro es que el método de transporte utilizado demostró ser eficiente. No hubo diferencias en el éxito de eclosión entre viajes de mayor o menor duración, lo que amplía el rango potencial de lagunas desde los cuales recolectar huevos.

Durante la incubación, la pérdida de alrededor del 10-20% de la masa inicial del huevo es esencial

para mantener el contenido relativo de agua y formar la cámara de aire (Ar & Rahn 1980, Davis et al. 1984). Los huevos que pierden demasiada o muy poca agua tienen una menor probabilidad de eclosionar (Hoyt 1979, Davis et al. 1988) y esto puede afectar la viabilidad de los pichones (Gage & Duerr 2007). No detectamos diferencias significativas en la pérdida de peso entre huevos eclosionados y no eclosionados; sin embargo, observamos que los pichones que eclosionaron de huevos con pérdidas diarias de peso inferiores al 1% presentaron menores tasas de supervivencia. Este resultado sugiere que los huevos de Macá Tobiano podrían perder un 21% o más de su peso inicial.

Una variable importante para el desarrollo adecuado de los pichones son los parámetros de incubación (temperatura y humedad), ya que influyen en el desarrollo embrionario y en la condición corporal de los pichones (Barri 2008, DuRant et al. 2010). No encontramos diferencias en el éxito de eclosión entre los protocolos de incubación propuestos con temperaturas y humedades altas y bajas. Sin embargo, observamos diferencias significativas en la supervivencia de los pichones en relación con el protocolo de incubación. Los pichones eclosionados utilizando un protocolo de alta temperatura y alta humedad presentaron mayores tasas de supervivencia en comparación con aquellos incubados a baja temperatura y alta humedad. No obstante, lo más importante a destacar es que ninguno de los pichones que eclosionó de huevos incubados a bajas temperaturas comenzó a alimentarse.

Aunque no obtuvimos resultados concluyentes, observamos una tendencia a una mayor supervivencia en pichones alimentados más asiduamente. Los macaes son susceptibles a la acumulación de gas en el estómago, con la consiguiente compresión de órganos que conduce a la muerte del individuo por falla multiorgánica (Gage & Duerr 2007). Esta afección fue la causa de muerte de la mayoría de los pichones en este estudio. Estos resultados sugieren la necesidad de una alimentación casi constante para mantener la motilidad gastrointestinal (Barrett et al. 2010) y prevenir la acumulación de gas (Gabarain 2021). Esta tasa de alimentación extraordinariamente alta y constante es consistente con observaciones comportamentales de individuos en la naturaleza (Roesler 2016).

Los requerimientos nutricionales de los macaes aún no han sido establecidos. Como aves precociales, requieren alimentarse de presas pequeñas, incluyendo insectos vivos, para estimular el comportamiento de autoalimentación (Padilla 2014). La

dieta de los pichones de Macá Tobiano, estimada a partir de la firma isotópica de dos individuos hallados muertos en una laguna, está compuesta por una mezcla de ítems alimentarios, de los cuales el 78% corresponde a larvas de quironómidos, y el 22% restante a una combinación de anfípodos, copépodos y *Daphnia* sp. (Lancelotti 2009). Además, se ha observado que los padres suelen suministrar plumas a los pichones poco después de la eclosión (Roesler 2016), un comportamiento también observado en todas las especies de macaes del género *Podiceps* (Fjeldsø 2005). En este estudio, la administración de los distintos alimentos no estuvo estandarizada y se basó principalmente en los recursos disponibles en las lagunas. Por esta razón, excluimos esta variable de los análisis. En síntesis, describimos las primeras experiencias de recría *ex situ* de Macá Tobiano y Macá Plateado, en las cuales logramos criar y liberar exitosamente un único individuo de Macá Plateado. Al momento de la liberación, el individuo ya exhibía comportamientos naturales típicos de la especie (i.e., pesca, buceo, acicalamiento). Lo liberamos en una laguna utilizado para la pesca de grandes truchas, lo que asegura la disponibilidad de alimento para los macaes. Además, esta laguna es utilizado frecuentemente por algunos macaes como sitio de invernada. El día de la liberación, había más de 700 Macaes Plateados en la laguna. Marcamos al individuo con un anillo naranja en la pata derecha, pero lamentablemente aún no hemos podido volver a observarlo. El gran número de Macaes Plateados en las mesetas dificulta esta tarea. Actualmente, estamos colaborando con universidades y otros socios en el desarrollo de un transmisor adecuado para macaes, pero se trata de un desafío importante. El transmisor debe pesar solo un par de gramos y contar con una batería preparada para soportar periodos prolongados en agua fría, dulce y salada, entre otros requisitos.

Aunque los resultados son preliminares, principalmente debido al bajo número de eventos analizados, observamos tendencias en las distintas variables consideradas que podrían indicar cómo deberían diseñarse futuros experimentos. Cabe destacar que, al trabajar con una especie con una población reducida (menos de 400 parejas reproductivas) y con una variabilidad extrema en los intentos reproductivos y su éxito entre temporadas (temporadas sin formación de colonias), no es posible garantizar un número adecuado de casos para realizar análisis sofisticados (especialmente en términos de tratamiento estadístico). También resulta muy ambicioso proponer un

diseño experimental definido. Es válido considerar la realización de algunas pruebas experimentales con el Macá Plateado, que podrían ayudar a refinar procedimientos y métodos. Sin embargo, esto puede tener limitaciones debido al grado de especialización del Macá Tobiano al ambiente de meseta; la información obtenida con el Macá Plateado podría no ser directamente aplicable al Macá Tobiano. Dada la situación crítica del Macá Tobiano, cualquier acción de conservación requiere una adaptabilidad extrema. La necesidad urgente de obtener resultados (en el corto plazo) exige que los protocolos se adapten no solo en función de resultados estadísticamente significativos, sino también a partir de información empírica e incluso datos anecdóticos. Esta urgencia hace aún más difícil obtener tamaños de muestra grandes. Sería extremadamente útil contar con una cantidad de datos que permita realizar análisis multifactoriales para evaluar cómo interactúan las distintas variables, actualmente analizadas de forma independiente, y cómo afectan tanto el éxito de eclosión como la supervivencia de los pichones. Comprender los efectos de estas interacciones podría ayudar a maximizar el éxito de supervivencia de esta especie amenazada.

Próximos pasos y manejo

Hasta el momento, hemos aprendido cómo retirar huevos de los nidos y resolver la logística para transportarlos de manera segura a las instalaciones de cría, pero es importante determinar el tiempo mínimo de incubación natural necesario para proceder con seguridad a la incubación artificial, dada la posibilidad de recuperar todos los huevos de colonias en riesgo de destrucción en cualquier momento desde la puesta. Hemos avanzado en el proceso de incubación, logrando la eclosión de pichones con un grado razonable de madurez (Gabarain 2021). Sin embargo, aún debe determinarse el rango seguro de pérdida de masa del huevo para la especie, lo cual es esencial para la eclosión de pichones saludables (Gage & Duerr 2007). El siguiente paso es buscar alternativas para evitar las dos principales causas de muerte de los pichones (i.e., inanición y acumulación de gas en el estómago). Los pichones podrían requerir algún tipo de estimulación temprana para alentarlos a comenzar a alimentarse. Por otro lado, una alimentación más frecuente (quizás cada 30 min) podría prevenir la acumulación de gas al estimular la motilidad gastrointestinal. Del mismo modo, encontrar un alimento altamente digestible y balanceado que reduzca la acumulación de gas en el estómago y facilite la logística de alimentación sería clave.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a Laguna Verde Lodge por brindarnos un lugar y la infraestructura para establecer las instalaciones de cría, y a todo su personal por ayudarnos durante nuestra estadía allí. Asimismo, agradecemos a las estancias que nos permitieron acceder a las lagunas y nos brindaron apoyo logístico: 'Laguna Verde', 'Lago Strobel' y 'la Vizcaína'. Agradecemos a todos los voluntarios y voluntarias que colaboraron con las actividades de cría: Rocío Lapido, Florencia Donari, Tamara Zalewski, Paola Irustia, Julie Dewilde, Paula Villa, Jéscica Tumori, Daniela Scalise, Denise Billiet, María Ospina, Lucía Martín, Sarah Chisholm y Belén Tartaglia. Este trabajo también fue posible gracias al esfuerzo de todo el equipo del Programa Patagonia. Este proyecto forma parte del Proyecto Macá Tobiano (Programa Patagonia) de Aves Argentinas /BirdLife International y CONICET y contó con el apoyo de EDGE-ZSL, ICFC (Canadá), BirdLife Preventing Extinction Programme, Sec. Ambiente de Santa Cruz, Ambiente Sur, Auckland Zoo, Pan American Energy, Toyota Argentina/Toyota International y muchas otras instituciones. La Administración de Parques Nacionales y la Dirección de Fauna del Consejo Agrario Provincial (Santa Cruz) apoyaron nuestro trabajo. Contamos con los permisos del Consejo Agrario Provincial (Resolución- Dirección de Fauna N° 013|24).

REFERENCIAS

- Ar A, Rahn H (1980) Water in the avian egg: overall budget of incubation. *American Zoologist* 20(2):373-384. <https://doi.org/10.1093/icb/20.2.373>
- Barrett K, Barman S, Boitano S, Brooks H (eds) (2010) Ganong: Fisiología Médica. 23ª ed. Editorial McGraw-Hill Interamericana, Spain
- Barri A (2008) Effects of incubation temperature and transportation stress on yolk utilization, small intestine development, and post-hatch performance of high-yield broiler chicks. Tesis de Doctorado. Virginia Polytechnic Institute, State University, Virginia, United States
- Beltrán J, Bertonatti C, Johnson A, Serret A, Sutton P (1992) Actualizaciones sobre la distribución, biología y estado de conservación del Macá Tobiano (*Podiceps gallardoi*). *Hornero* 13(3):193-199. <https://doi.org/10.56178/eh.v13i3.1062>
- BirdLife International (2023) IUCN Red List for birds. [URL: <http://www.birdlife.org>]. (15/04/2023)
- Cristinacce A, Ladkoo A, Switzer R, Jordan L, Vencatasamy V, de Ravel Koenig F, Jones K, Bell D (2008) Captive breeding and rearing of critically endangered Mauritius fodies *Foudia rubra* for reintroduction. *Zoo Biology* 27(4):255-268. <https://doi.org/10.1002/zoo.20182>
- Davis TA, Platter-Reiger MF, Ackerman RA (1984) Incubation water loss by pied-billed grebe eggs: adaptation to a hot, wet nest. *Physiological Zoology* 57(4):384-391. <https://doi.org/10.1086/physzool.57.4.30163340>
- Davis TA, Shen SS, Ackerman RA (1988) Embryonic osmoregulation: consequences of high and low water loss during incubation of the chicken egg. *Journal of experimental Zoology* 245(2):144-156. <https://doi.org/10.1002/jez.1402450205>
- DuRant SE, Hepp GR, Moore IT, Hopkins BC, Hopkins WA (2010) Slight differences in incubation temperature affect early growth and stress endocrinology of wood duck (*Aix sponsa*) ducklings. *Journal of Experimental Biology* 213(1):45-51. <https://doi.org/10.1242/jeb.034488>
- Fasola L, Roesler I (2018) A familiar face with a novel behavior raises challenges for conservation: American mink in arid Patagonia and a critically endangered bird. *Biological Conservation* 218(2):217-222. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.12.031>
- Gage LJ, Duerr R (eds.) (2007) *Hand-Rearing Birds*. Blackwell Publishing, Ames, Iowa, United States
- Fjeldså J (1983) Ecological character displacement and character release in grebes Podicipedidae. *Ibis* 125(4):463-481. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.1983.tb03142.x>
- Fjeldså J (1986) Feeding ecology and possible life history tactics of the Hooded Grebe *Podiceps gallardoi*. *Ardea* 74(1):40-58
- Fjeldså J (2005) *The Grebes*. Oxford University Press, New York, United States. Pp. 268
- Gabarain GT (2021) Re-cría ex situ del Macá Tobiano (*Podiceps gallardoi*): estrategia de manejo de una especie en peligro crítico de extinción. Tesis de licenciatura, Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina
- Hartig F (2024) DHARMA: Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level / Mixed) Regression Models. R package version 0.4.7 [URL: <http://florianhartig.github.io/DHARMA/>]
- Hick (1966) Hatching and rearing of two Great Crested Grebes (*Podiceps cristatus*) at Cologne Zoo. *International Zoo Yearbook* 6(1):212-213. <https://doi.org/10.1111/j.1748-1090.1966.tb01764.x>
- Hoyt DF (1979) Osmoregulation by avian embryos: the allantois functions like a toad's bladder. *Physiological Zoology* 52(3):354-362. <https://doi.org/10.1086/physzool.52.3.30155756>
- Hunter LA (1988) Status of the endemic Atitlan Grebe of Guatemala: is it extinct? *The Condor* 90(4):906-912. <https://doi.org/10.2307/1368847>
- Imberti S, Casañas H, Roesler I (2020) Hooded Grebe (*Podiceps gallardoi*), version 1.0. *Birds of the World*. Schulenberg TS (eds.). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, New York, United States. <https://doi.org/10.1002/zoo.20182>

doi.org/10.2173/bow.hoogre1.01

- IUCN/SSC (2014) Guidelines on the use of ex situ management for species conservation. Version 2.0. Gland, Switzerland: IUCN Species Survival Commission. [URL: www.iucn.org/about/work/programmes/species/publications/iucn_guidelines_and_policy_statements/]
- Jones CG, Heck W, Lewis RE, Mungroo Y, Slade G, Cade TOM (1995) The restoration of the Mauritius kestrel *Falco punctatus* population. *Ibis* 137(1):173-180. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.1995.tb08439.x>
- Kop P (1972) Pellet-ejection by hand-reared Great Crested Grebes. *British Birds* 65:319-321
- Kuehler CM, Witman PN (1988) Artificial incubation of California Condor *Gymnogyps californianus* eggs removed from the wild. *Zoo Biology* 7(2):123-132. <https://doi.org/10.1002/zoo.1430070205>
- Kuehler C, Kuhn M, McIlraith B, Campbell G (1994) Artificial incubation and hand-rearing of 'Alala (*Corvus hawaiiensis*) eggs removed from the wild. *Zoo Biology* 13(3):257-266. <https://doi.org/10.1002/zoo.1430130307>
- Lancelotti JL (2009) Caracterización limnológica de lagunas de la Provincia de Santa Cruz y efectos de la introducción de Trucha Arco iris (*Oncorhynchus mykiss*) sobre las comunidades receptoras. Tesis de Doctorado, Universidad Nacional del Comahue, Centro Regional Universitario Bariloche, San Carlos de Bariloche, Río Negro, Argentina
- Lancelotti J, Marinone MC, Roesler I (2017) Rainbow trout effects on zooplankton in the reproductive area of the critically endangered hooded grebe. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 27(1):128-136. <https://doi.org/10.1002/aqc.2629>
- Lancelotti JL, Pessacg NL, Roesler IC, Pascual MA (2020) Climate variability and trends in the reproductive habitat of the critically endangered hooded grebe. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 30(3):554-564. <https://doi.org/10.1002/aqc.3240>
- MacVean SR (1988) Artificial incubation, captive-rearing and maintenance of Pied-Billed Grebes in Guatemala. PhD thesis, Colorado State University, Colorado, United States
- MAYDS y AA (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable y Aves Argentina) (2017) Categorización de las aves de la Argentina (2015) Informe del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación y de Aves Argentinas, electronic edition. Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina. Pp. 34-36. [URL: <https://avesargentinas.org.ar/sites/default/files/Categorizacion-de-aves-de-la-Argentina.pdf>]
- Nuechterlein GL, Johnson A (1981) The downy young of the Hooded Grebe. *Living Bird* 19:69-71
- Padilla LR (2014) Gaviiformes, Podicipediformes, and Procellariiformes (Loons, Grebs, Petrels and Albatrosses). Miller RE, Fowler ME (eds.) (2014) *Fowler's Zoo and Wild Animal Medicine* 8:89-95
- R Core Team (2021) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. [URL: <https://www.R-project.org/>]
- Roesler I, Imberti S, Casañas H, Mahler B, Reboreda JC (2012) Hooded Grebe *Podiceps gallardoi* population decreased by eighty per cent in the last twenty-five years. *Bird Conservation International* 22(4):371-382. <https://doi.org/10.1017/S0959270912000512>
- Roesler IC (2016) Conservación del Macá Tobiano (*Podiceps gallardoi*): factores que afectan la viabilidad de sus poblaciones. PhD thesis, Universidad de Buenos Aires, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. [URL: https://bibliotecadigital.exactas.uba.ar/download/tesis/tesis_n5958_Roesler.pdf]
- Roesler CI, Fasola L, Casañas H, Hernández PM, de Miguel A, Giusti ME, Reboreda JC (2016) Colony guardian programme improves the recruitment of the critically endangered hooded grebe *Podiceps gallardoi* in Austral Patagonia, Argentina. *Conservation Evidence* 13(8):62-66
- Roesler I, Fasola L, Buchanan P (2018) Sympathy for the grebes: Hooded Grebe conservation programme update (2011-2017). *Neotropical Birding* 23:14-22
- Roesler I, Lancelotti JL, Gabarain GT, Buchanan PI, Hernández PM, Fasola L (2025) Hooded Grebe (*Podiceps gallardoi*), version 2.0. In TS Schulenberg (ed.) *Birds of the World*. Ithaca: Cornell Lab of Ornithology. Available at [https://birdsoftheworld.org/bow/species/hoogre1/cur/introduction\(29/07/2025\)](https://birdsoftheworld.org/bow/species/hoogre1/cur/introduction(29/07/2025))
- Storer RW (1961) Observations of pellet-casting by horned and pied-billed grebes. *The Auk* 78(1):90-92
- Winkler DW, Billerman SM, Lovette IJ (2020) Grebes (Podicipedidae), version 1.0. In *Birds of the World*. Billerman SM, Keeney BK, Rodewald PG, Schulenberg TS (eds.). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, New York, United States. <https://doi.org/10.2173/bow.podici1.01>



OPTIMIZACIÓN DEL USO DE DISPOSITIVOS GPS PARA ESTIMAR LAS ÁREAS DE USO Y ALIMENTACIÓN EN AVES MARINAS: EL CORMORÁN IMPERIAL COMO CASO DE ESTUDIO

Vera Gabelli-Suarez¹, Flavio Quintana²  & Agustina Gómez-Laich^{3*} 

¹Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires, Pabellón II Ciudad Universitaria, C1428EGA, Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina

²Laboratorio de Ecología de Predadores Tope Marinos (LEPTOMAR), Instituto de Biología de Organismos Marinos (IBIOMAR), CONICET, Boulevard Brown 2915, U9120ACD, Puerto Madryn, Chubut, Argentina

³Departamento de Ecología, Genética y Evolución & Instituto de Ecología, Genética y Evolución de Buenos Aires (IEGEB), CONICET, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires, Pabellón II Ciudad Universitaria, C1428EGA, Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina

*agomezlaich@ege.fcen.uba.ar

RESUMEN: A pesar del extenso uso de dispositivos GPS para determinar áreas de uso, solo muy ocasionalmente se evalúa cuál es el número de individuos a instrumentar para obtener resultados estadísticamente robustos sin comprometer el bienestar animal. En este trabajo, examinamos el efecto del tamaño de muestra (i.e., número de individuos instrumentados) sobre la precisión en la estimación de las áreas marinas de uso y de alimentación del Cormorán Imperial (*Leucocarbo atriceps*). Analizamos la información proveniente de 140 adultos reproductores de la colonia de Punta León (Chubut, Argentina), obtenida durante siete temporadas. Estimamos el tamaño de las áreas de uso y alimentación incrementando el número de animales de uno a 20. A su vez, debido a diferencias intersexuales en el comportamiento de alimentación de la especie, calculamos el tamaño del área de uso y de alimentación de 10 hembras y 10 machos por año, incrementando el número de animales de uno a 10. En promedio, se necesitaron al menos 13 aves para alcanzar incrementos inferiores al 5% en el tamaño de las áreas. Instrumentar entre 10 y 12 machos/hembras fue suficiente para estimar las áreas de uso o alimentación de cada uno de los sexos con un error inferior al 5%. Este trabajo presenta un procedimiento sencillo para estimar el número necesario de aves a instrumentar, adaptable a otras especies con patrones de movimiento similares.

PALABRAS CLAVE: áreas de uso, aves, GPS, IBAs, Sistemas de Posicionamiento Global, tamaño de muestra

Los animales realizan una amplia diversidad de movimientos, tanto para adquirir recursos (i.e., alimento, pareja y refugio), como para escapar de predadores (Swingland & Greenwood 1983). Estos movimientos influyen en la configuración de los patrones de distribución de las poblaciones, en el rol ecológico de las especies y en la diseminación de enfermedades, entre otras características de los ecosistemas (Nathan 2008, Kays et al. 2015). De esta forma, el análisis del movimiento animal ha sido

central en estudios de ecología, comportamiento, biología evolutiva y ecología ambiental (Nathan et al. 2022).

Entre los dispositivos electrónicos más utilizados se encuentran los Sistemas de Posicionamiento Global (GPS, por sus siglas en inglés), los cuales registran información de posición (latitud - longitud) a intervalos de tiempo que pueden variar de segundos a días (Quintana et al. 2024). La información recolectada por estos registradores permite, por ejemplo, analizar las

trayectorias de los individuos instrumentados y determinar las áreas de uso de las poblaciones (Langley et al. 2021). En el ámbito de la conservación, los datos de posición obtenidos a partir del empleo de dispositivos GPS contribuyen al diseño de planes de manejo. Estos datos permiten evaluar el grado de superposición entre las áreas y rutas utilizadas por los individuos y diversas actividades de origen antrópico, tales como la pesca comercial (Copello & Quintana 2009, Yorio et al. 2010, Copello et al. 2014, 2016), la distribución y abundancia de contaminantes plásticos (Blanco et al. 2022, Clark et al. 2023) y la agricultura (Lenz et al. 2015), entre otras. A su vez, la información sobre movimiento y uso del espacio obtenida a partir de dispositivos GPS resulta fundamental para la identificación y delimitación de Áreas de Importancia para las Aves (IBAs, por sus siglas en inglés) y Áreas Claves para la Biodiversidad (KBAs, por sus siglas en inglés; Eken et al. 2004, Beal et al. 2021).

En el caso particular de las aves, la información obtenida a partir del uso de dispositivos GPS desempeña un papel fundamental en el programa de BirdLife International para determinar las IBAs (Lascelles et al. 2016). Este programa tiene por objetivo definir áreas claves para la conservación a nivel global y regional (Thiollay 2002, Donald et al. 2019). Si bien las IBAs fueron originalmente desarrolladas y aplicadas en ambientes terrestres y dulceacuícolas (Fishpool & Evans 2001), su aplicación en ambientes marinos se ha consolidado en las últimas décadas (BirdLife International 2009), siendo fundamental para su identificación, diseño y monitoreo, la información de posición en tiempo y espacio de las aves marinas obtenida a partir del empleo de dispositivos GPS (Lascelles et al. 2016, Beal et al. 2021).

Una revisión reciente acerca del uso de bio-registradores en aves marinas de Sudamérica, indica que el uso de dispositivos GPS ha abarcado 28 especies pertenecientes a nueve familias y cinco órdenes y que casi la totalidad de las publicaciones consultadas (más de 250), contiene información derivada de dispositivos de posicionamiento (Quintana et al. 2024). A pesar de su uso extendido y de la relevancia de obtener información que permita, por ejemplo, la correcta delimitación de las IBAs y las KBAs, son prácticamente inexistentes los estudios que analizan cuál es el número mínimo de animales a instrumentar para la identificación correcta de las áreas de uso de una población determinada (Soanes et al. 2013, 2014, Lascelles et al. 2016, Beal et al. 2021, Shimada et al. 2021, He et al. 2023). En la mayoría de los casos, el número de animales equipados está principalmente sujeto a la disponibilidad de tiempo y fondos

para la adquisición y colocación de instrumentos. No obstante, un tamaño de muestra insuficiente puede comprometer la robustez de la inferencia poblacional (Lindberg & Walker 2007, Hebblewhite & Haydon 2010, Soanes et al. 2013), mientras que un tamaño de muestra excesivo puede tener implicaciones éticas relacionadas al bienestar animal (Bodey et al. 2018, Quintana et al. 2024, Arrondo & Pérez-García 2025). De esta manera, el análisis de la optimización del uso de tecnología se convierte en una herramienta útil para el uso eficiente de los fondos y el tiempo invertido en la toma y análisis de datos, y contempla, a su vez, aspectos éticos relacionados al bienestar animal, evitando una manipulación excesiva de individuos (Soanes et al. 2013, Williams et al. 2020, Quintana et al. 2024).

El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto del tamaño de muestra (i.e., número de individuos instrumentados con dispositivos GPS) sobre la precisión en la estimación del uso de áreas marinas. Como caso de estudio utilizamos al Cormorán Imperial (*Leucocarbo atriceps*), una especie de ave marina buceadora con hábitos bentónicos (Malacalza et al. 1994, Quintana et al. 2011, Gómez Laich et al. 2012). Examinamos la variabilidad interanual en el tamaño mínimo de muestra (i.e., aves a instrumentar) para determinar el tamaño de: a) las áreas marinas de uso general (tránsito y alimentación); y b) las áreas específicas de alimentación (donde los cormoranes bucean en busca de alimento). Realizamos estas estimaciones tanto para la población en su conjunto como de manera diferenciada para cada sexo, dado el dimorfismo sexual en tamaño (Svagej & Quintana 2007), así como las diferencias en el comportamiento y uso del espacio reportadas en estudios previos (Quintana et al. 2011, Gómez Laich et al. 2012).

MÉTODOS

Especie de estudio

El Cormorán Imperial es un ave marina buceadora cuya distribución en la costa argentina se extiende desde Punta León (43°S) en la provincia de Chubut hasta el canal de Beagle (55°S) en la provincia de Tierra del Fuego (Frere et al. 2005, Quintana et al. 2022). Durante la temporada reproductiva, estas aves se comportan como forrajeadores de sitio central (Orians & Pearson 1979) realizando viajes regulares de alimentación al mar y retornando a la colonia para incubar la nidada, proteger y alimentar a los pichones (Quintana et al. 2011, 2022). Machos y hembras presentan dimorfismo sexual (Svagej & Quintana 2007), y muestran segregación espacial respecto a las áreas de forrajeo (Quintana et al. 2011) y en el comportamiento de alimentación y buceo (Gómez Laich et al. 2012).

Base de datos y sitio de estudio

Para este trabajo utilizamos una base de datos de posiciones en el mar, obtenida a partir de la colocación de registradores GPS durante los viajes de alimentación de adultos reproductores de Cormorán Imperial de la colonia de Punta León (43°04'S, 64°29'O), Chubut, Argentina (Fig. 1). Así, utilizamos una serie de datos a largo plazo que incluye información obtenida a partir de la instrumentación de un total de 140 individuos (20 individuos por año, 10 de cada sexo), durante siete temporadas reproductivas (2008-10, 2013, 2015-17). Todos los cormoranes instrumentados se encontraban en el periodo temprano de crianza de pichones; cuatro a 15 días de vida. Para la colocación de los dispositivos, retiramos a los animales de sus nidos utilizando un gancho especialmente diseñado para esta tarea, y determinamos el sexo de cada individuo a partir de sus vocalizaciones (los machos hacen 'honk' y las hembras 'hiss') (Malacalza & Hall 1988, Svagelj & Quintana 2007). Colocamos los dispositivos GPS en la parte baja de la espalda mediante el empleo de cinta Tesa modelo 4621 (Wilson et al. 1997), y realizamos la captura e instrumentación de cada ave en aproximadamente cinco minutos. En ningún caso el peso del dispositivo superó el 3% del peso corporal del animal (Kenward 2001). Durante los siete años de estudio utilizamos tres tipos de registradores: (1) GPS (GPSlog, Earth and Ocean Technologies, Kiel, Alemania, 95 × 48 × 24 mm y 65 g); (2) MiniGPS (Earth and Ocean Technologies, Kiel, Alemania, 45 × 30 × 20 mm y 30.5 g); y (3) AXY-Trek (TechnoSmart, Roma, Italia, 40 × 20 × 8 mm y 25 g). En total instrumentamos 36 individuos con dispositivos GPS (13 hembras, 23 machos), 66 con dispositivos MiniGPS (38 hembras, 28 machos) y 38 con AXY-Treks (19 hembras, 19 machos). En todos los casos, programamos los instrumentos para registrar información de latitud y longitud a una frecuencia de 1 Hz (un dato por segundo). Los instrumentos permanecieron en las aves durante un solo viaje de alimentación en el mar. Al regreso del viaje, recapturamos a las aves de la misma manera descripta anteriormente y los instrumentos y la cinta Tesa fueron retirados cuidadosamente. Realizamos este procedimiento en menos de tres minutos.

Análisis de datos

Clasificación de las posiciones

Siguiendo la metodología propuesta por Quintana et al. (2011), clasificamos cada una de las posiciones registradas durante los viajes de alimentación en el mar según los siguientes comportamientos: vuelo, flotación o buceo. Para esto, utilizamos algoritmos

obtenidos a partir de la observación de la distribución de frecuencia de la velocidad horizontal de desplazamiento asociada a cada posición y la duración de las interrupciones en las señales de GPS generadas por la falta de transmisión del dispositivo cuando los animales se encuentran debajo del agua (Quintana et al. 2011). Clasificamos como 'vuelo' a todas aquellas posiciones que presentaron velocidades mayores a 3 m/s, 'buceo' a todas las posiciones con una velocidad igual o inferior a 3 m/s y una interrupción mayor o igual a 8 s, y 'flotación' a las posiciones que presentaron una

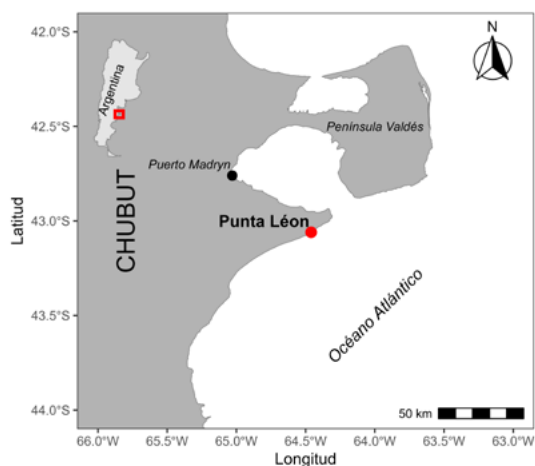


Figura 1. Localización de la colonia de Cormorán Imperial (*Leucocarbo atriceps*) de Punta León en la costa de la provincia de Chubut, Argentina.

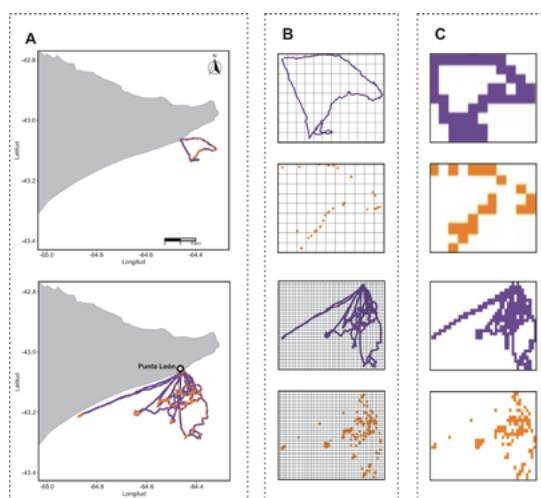


Figura 2. Determinación de las áreas marinas de uso y alimentación de cormoranes imperiales (*Leucocarbo atriceps*) instrumentados con GPS en la colonia de Punta León, Chubut, Argentina, durante el periodo de crianza de pichones. A) Trayectorias de alimentación de un solo individuo (panel superior) y de 20 individuos (panel inferior) durante una temporada reproductiva, B) superposición de las trayectorias sobre una grilla con celdas de 1 km² y C) celdas utilizadas durante los viajes de alimentación. Los puntos violetas representan todas las posiciones registradas, mientras que en naranja se muestran solo las clasificadas como buceo.

velocidad menor o igual a 3 m/s y una interrupción menor a 8 s (Quintana et al. 2011).

Determinación y cálculo de las áreas marinas de uso y alimentación

Para el cálculo de las áreas marinas de uso y las de alimentación, construimos, en primer lugar, una grilla con celdas de 1 km² en la zona marina circundante a la colonia (Page et al. 2006). Dicha construcción la hicimos utilizando la proyección POSGAR faja 3 (Alberdi & Erba 2022) y que resultó en un total de 6768 celdas. Así, para cada temporada reproductiva calculamos el tamaño del área marina de uso contabilizando el número total de celdas utilizadas por los animales considerando todas las posiciones registradas (independientemente del comportamiento asociado a cada una de ellas). Para la determinación del área de alimentación, en cambio, contabilizamos el número de celdas donde los animales realizaron buceos (es decir, solo se utilizaron aquellas posiciones clasificadas como buceo; Fig. 2).

Para cada temporada, calculamos el tamaño de las áreas de uso y alimentación para una muestra creciente de animales (de uno a 20 individuos que representaron la totalidad de aves equipadas por temporada). Seleccionamos a los individuos incluidos en cada muestra 20 veces de forma aleatoria y con reemplazo. Es decir, para un $n = 1$, seleccionamos al azar y con reemplazo un individuo en 20 oportunidades y calculamos las áreas de cada uno de los individuos (20 áreas de uso y 20 de alimentación en total), para un $n = 2$, seleccionamos al azar y con reemplazo dos individuos y se calcularon las áreas para los 20 pares de individuos, y así sucesivamente. Utilizamos el mismo proceso para determinar el número mínimo de hembras y machos a instrumentar para establecer tanto el tamaño del área marina de uso como del área de alimentación para cada sexo. En este caso, calculamos las áreas para una muestra creciente de individuos que varió de uno a 10 según el número de aves de cada sexo equipadas en cada temporada. Seleccionamos a los individuos incluidos en cada muestra 10 veces de forma aleatoria y con reemplazo. Es decir, para cada sexo procedimos de la siguiente manera: para $n = 1$, seleccionamos al azar y con reemplazo 1 individuo 10 veces y calculamos las áreas de cada uno de los individuos (10 áreas de uso y 10 áreas de alimentación en total), para $n = 2$, seleccionamos al azar y con reemplazo 2 individuos y calculamos las áreas para los 10 pares de individuos, y así sucesivamente. De este modo obtuvimos, tanto para hembras como para machos, 10 estimaciones del área de uso y

10 estimaciones del área de alimentación para cada tamaño muestral (de uno a 10).

Una vez calculadas las áreas en función del número creciente de individuos muestreados, construimos las curvas de acumulación del tamaño del área marina de uso y de alimentación en relación con el número de individuos incluidos en la muestra, para toda la población reproductora del sitio de estudio, compuesta por 13,200 individuos (6600 parejas reproductivas; Quintana et al. 2022). Ajustamos estas curvas mediante el modelo de Michaelis-Menten, utilizando la función *drm* de la librería *drc* (Knezevic et al. 2007) del software de acceso libre R versión 4.2.3 (R Core Team 2022). La elección de este modelo se fundamentó en que, en varias especies de aves marinas durante la temporada reproductiva, la relación entre el número de individuos considerados y el tamaño de las áreas de uso y/o alimentación tiende a estabilizarse conforme aumenta el tamaño muestral, alcanzando una asíntota que representa el área máxima utilizada (Soanes et al. 2013). Este patrón responde a las restricciones espaciales, energéticas y temporales que enfrentan los forrajeadores de sitio central (Orians & Pearson 1979). En el caso del Cormorán Imperial, dichas limitaciones se relacionan tanto con factores morfológicos y fisiológicos, principalmente asociados a los compromisos que implica ser un ave buceadora y voladora (Bishop & Butler 1995, Watanabe et al. 2011, Wilson et al. 2012, Gómez-Laich et al. 2013), como con aspectos de su biología reproductiva vinculados al cuidado biparental y a la necesidad de regresar periódicamente a la colonia para atender y alimentar los pichones (Schreiber & Burger 2001, Quintana et al. 2011, Harris et al. 2013).

El modelo de Michaelis-Menten posee dos parámetros: 1) $V_{\max}$ que corresponde al valor de la asíntota (es decir, en este caso, al tamaño del área que se mantiene constante a pesar de un incremento en tamaño de muestra) el cual será nombrado a partir de ahora como $A_{\max}$ y 2) K_m que corresponde en este trabajo al número de animales a instrumentar para los cuales el área de uso o de alimentación (dependiendo el caso), es la mitad del valor del área que representa la asíntota, el cual será nombrado a partir de ahora como T_m (Johnson & Goody 2011; Fig. 3). Debido a que T_m constituye un parámetro netamente aritmético que se desprende de la ecuación del modelo y no tiene un significado práctico para los objetivos de este trabajo, en los resultados se discuten principalmente cuestiones asociadas al parámetro $A_{\max}$.

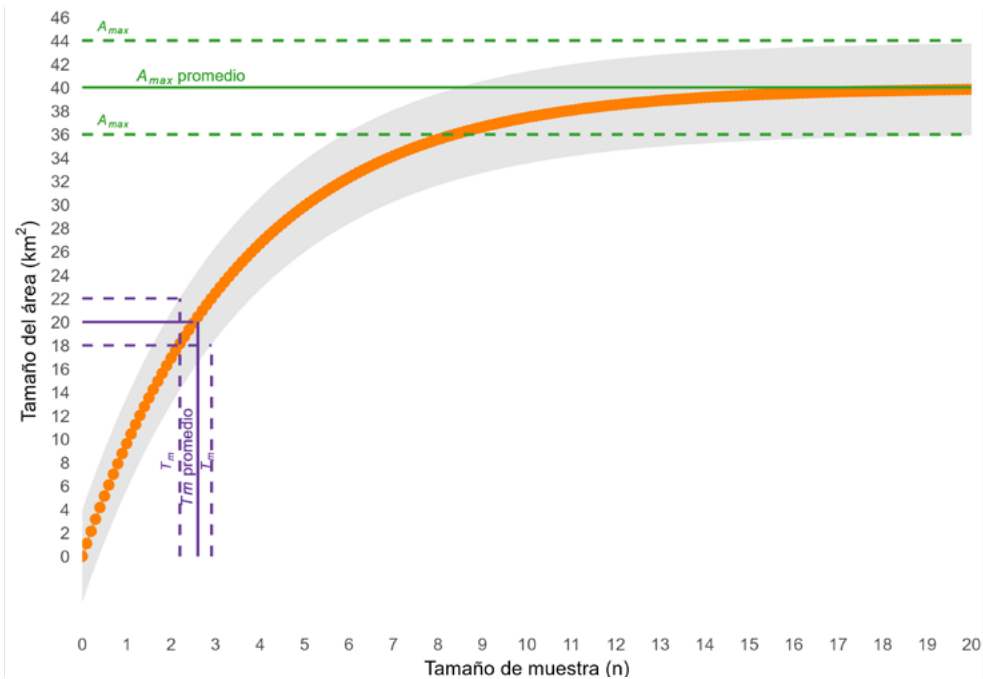


Figura 3. Ejemplo ilustrativo del modelo de Michaelis-Menten con sus dos parámetros, A_{max} y T_m . En naranja se muestra la relación entre el tamaño del área y el tamaño muestral, mientras que el sombreado gris indica el intervalo de confianza de la curva. A su vez se indican los parámetros obtenidos a partir del modelo ($T_m = 2.5$ y $A_{max} = 40$) y los valores inferiores ($T_m = 3$ y $A_{max} = 36$) y superiores ($T_m = 2$ y $A_{max} = 44$) de cada parámetro obtenidos a partir de los intervalos de confianza.

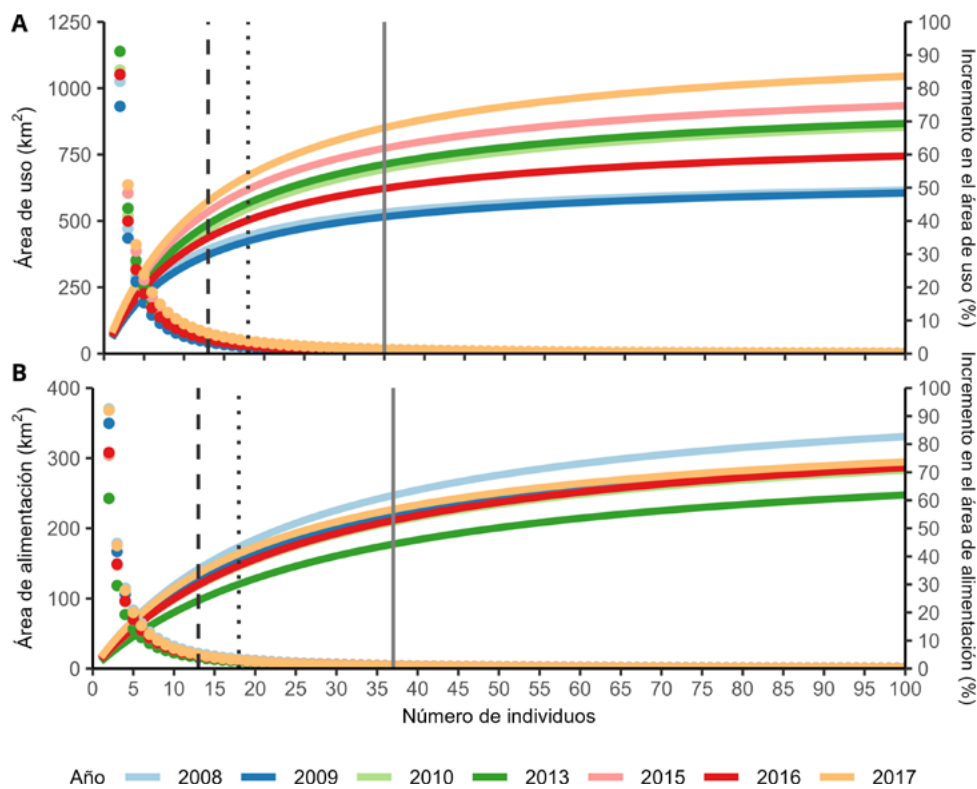


Figura 4. Tamaños de las áreas de uso (A) y alimentación (B) (líneas continuas) con sus respectivos porcentajes de incremento (líneas punteadas), en relación al tamaño de muestra para el Cormorán Imperial (*Leucocarbo atriceps*), para los siete años de estudio. En ambos gráficos, las líneas verticales con guiones, punteadas y completas indican el número mínimo promedio de animales a instrumentar tal que al agregar un individuo más a la muestra el incremento en el área es menor al 5, 3 y 1%, respectivamente.

Análisis estadísticos

Determinación del tamaño mínimo de muestra

Para el análisis de la variación interanual en el tamaño de muestra (i.e., número mínimo de individuos a instrumentar) para estimar el tamaño de las áreas marinas de uso y de alimentación de toda la población y para cada sexo, determinamos la relevancia de incluir la variable explicativa año en los modelos de Michaelis-Menten y su efecto sobre los parámetros $A_{m\acute{a}x}$ y T_m . Para analizar la relación del tamaño de muestra con el tamaño de las áreas de uso y de alimentación, comparamos los siguientes cuatro modelos: 1) un modelo sin incluir la variable año/sexo como explicativa, 2) un modelo que incluye el efecto de la variable año/sexo sobre los parámetros $A_{m\acute{a}x}$ y T_m , 3) un modelo

que incluye el efecto de la variable año/sexo solo sobre el parámetro $A_{m\acute{a}x}$ y 4) un modelo que incluye el efecto de la variable año/sexo únicamente sobre el parámetro T_m . Los cuatro modelos fueron construidos utilizando la función *nls* de la librería *nlme* (Pinheiro et al. 2007). Ordenamos los modelos según la minimización del AIC corregido (AICc), posteriormente calculamos el Δ AICc entre ellos y seleccionamos el modelo con menor Δ AICc (Anderson & Burnham 2002). En aquellos casos en los cuales varios modelos presentaron un Δ AICc ≤ 4 , seleccionamos como mejor modelo al más parsimonioso (i.e., el que incluyó menos parámetros; Lehtikoinen et al. 2021). Para el cálculo tanto del AICc y el peso del AICc (AICcw) de cada modelo como para el Δ AICc entre modelos utilizamos la función *aictab* de la librería AICcmodavg (Mazerolle 2020).

Tabla 1. Modelos de Michaelis-Menten para la relación entre los tamaños del área de uso y alimentación en función del tamaño de muestra para el Cormorán Imperial (*Leucocarbo atriceps*). En cada caso, el mejor modelo se presenta en negrita. En la tabla se muestra: el número de parámetros (k), la diferencia en el AICc entre cada modelo y el de mejor ajuste (Δ AICc), los pesos AIC (AICcw) y la suma acumulada de los pesos AICcw (Cum.wt).

Variable respuesta	Modelo	k	AICc	Δ AICc	AICcw	Cum.wt
Área de uso	$A_{m\acute{a}x} \sim \text{Año}, T_m \sim \text{Año}$	15	30855	0.0	1.0	1.0
	$A_{m\acute{a}x} \sim \text{Año}, T_m \sim 1$	9	30871	16.2	0.0	1.0
	$A_{m\acute{a}x} \sim 1, T_m \sim \text{Año}$	9	31029	174.4	0.0	1.0
	$A_{m\acute{a}x} \sim 1, T_m \sim 1$	3	32761	1906.3	0.0	1.0
Área de alimentación	$A_{m\acute{a}x} \sim \text{Año}, T_m \sim \text{Año}$	15	23414	0.0	0.5	0.5
	$A_{m\acute{a}x} \sim 1, T_m \sim \text{Año}$	9	23415	0.6	0.4	0.9
	$A_{m\acute{a}x} \sim \text{Año}, T_m \sim 1$	9	23418	4.5	0.1	1.0
	$A_{m\acute{a}x} \sim 1, T_m \sim 1$	3	24655	1241.3	0.0	1.0

Tabla 2. Parámetros estimados por año del modelo de Michaelis-Menten para predecir los tamaños del área marina de uso y de alimentación en función del tamaño de muestra para el Cormorán Imperial (*Leucocarbo atriceps*) en la colonia de Punta León, Chubut, Argentina. Se indica el intervalo de confianza [Mín-Máx]. Las pruebas de comparaciones múltiples significativas para el parámetro $A_{m\acute{a}x}$ se muestran con asterisco (*) mientras que con triángulo negro ($\blacktriangle$) se indican las diferencias significativas entre años para el parámetro T_m . Área de uso: * (2008 vs 2010, 2013, 2015, 2016, 2017); ** (2009 vs 2010, 2013, 2015, 2016, 2017); *** (2016 vs 2010, 2013, 2015, 2017); **** (2017 vs 2010, 2013, 2015); $\blacktriangle$ (2008 vs 2010, 2013, 2015, 2017); $\Delta\Delta$ (2009 vs 2010, 2017). Área de alimentación: Δ (2008 vs 2009, 2010, 2013, 2015, 2016, 2017), $\Delta\Delta$ (2009 vs 2010, 2013, 2015, 2016, 2017); $\Delta\Delta\Delta$ (2013 vs 2010, 2015, 2016, 2017), $\Delta\Delta\Delta\Delta$ (2017 vs 2010, 2015, 2016).

Año	$A_{m\acute{a}x}$		T_m	
	Área de uso (km ²)	Área de alimentación (km ²)	Área de uso (n de animales)	Área de alimentación (n de animales)
2008	674 [640-707] *	399 [361-437]	9 [8-10] Δ	24 [20-27] Δ
2009	672 [625-719] **	323 [293-352]	10 [9-12] $\Delta\Delta$	19 [16-22] $\Delta\Delta$
2010	1010 [925-1095]	364 [318-411]	15 [13-17]	27 [22-32]
2013	1000 [920-1079]	311 [267-355]	14 [12-16]	29 [23-35] $\Delta\Delta\Delta$
2015	1066 [999-1133]	356 [311-401]	13 [11-14]	26 [21-31]
2016	819 [769-869] ***	359 [311-407]	11 [10-13]	26 [21-31]
2017	1169 [1072-1266] ****	347 [313-382]	13 [11-16]	20 [17-24] $\Delta\Delta\Delta\Delta$
Media	916 [672-1169]	351 [311-399]	12 [9-15]	24 [19-29]

En todos los casos, comprobamos el cumplimiento de los supuestos de normalidad y homocedasticidad del mejor modelo. En caso de detectarse heterocedasticidad, modelamos la varianza a través de la estructura de varianza *varExp*. En aquellos casos en los que el modelo con mejor ajuste incluyó la variable año, llevamos a cabo una prueba de contrastes del parámetro $A_{m\acute{a}x}$, T_m o ambos (según correspondiera) entre todos los años mediante pruebas *post hoc* de comparaciones múltiples utilizando la función *paircomp* de la librería *aomisc* (Onofri 2020) con la corrección de Holm (Aickin & Gensler 1996). Estimamos el incremento en el tamaño del área de uso y del área de alimentación en función del número de cormoranes incluidos en la muestra utilizando el modelo que mejor ajuste presentó para cada caso. Posteriormente, con el objetivo de evaluar con diferente grado de precisión el tamaño del área de uso y de alimentación por año/sexo, calculamos el tamaño mínimo de muestra y su rango a partir del cual al agregar un individuo más a la muestra el incremento en el área (de uso o de alimentación) fue menor al 5, 3 y 1%, siendo el criterio del 1% el de mayor precisión y el del 5% el de menor. Para obtener los valores mínimos y máximos, es decir, el rango del tamaño mínimo de muestra, en primera instancia calculamos el intervalo de confianza de los parámetros del mejor modelo para el área de uso. De manera análoga, obtuvimos el intervalo de confianza para el área de alimentación. En ambos casos, los intervalos fueron obtenidos utilizando la función *confint* (Ripley et al. 2013). Con los valores mínimos y máximos de cada parámetro construimos la curva inferior y superior de la relación tamaño del área vs. tamaño de muestra. Utilizamos la curva inferior para estimar el valor mínimo del rango del tamaño de muestra a partir del cual el incremento en el área fue menor al 5, 3 y 1%, mientras que utilizamos la curva superior para estimar el valor máximo (Fig. 3). Basamos la evaluación de diferencias en el tamaño de muestra necesario para estimar el tamaño del área marina de uso y el área de alimentación de los individuos entre años y entre sexos dentro de cada año en el solapamiento de los rangos de valores predichos para cada caso. Efectuamos todos los análisis con el software de acceso libre R versión 4.2.3 (R Core Team 2022) considerando un nivel de significancia de 0.05.

RESULTADOS

Determinación del tamaño mínimo de muestra para la población

Para todos los años de estudio, el tamaño del área de uso aumentó al incrementarse el número de aves

incluidas en la muestra hasta llegar a una asíntota y la relación entre ambas variables difirió entre años (Fig. 4A, Tablas 1 & 2). El tamaño del área de uso de la población reproductora fue en promedio de 916 km² y varió entre 672 y 1169 km² (Tabla 2). Las principales diferencias en el tamaño del área de uso correspondieron a las temporadas 2008, 2009 y 2017. Durante las temporadas 2008 y 2009, la estimación del área utilizada por los adultos reproductores resultó menor que el resto (contrastos *post-hoc* para el parámetro $A_{m\acute{a}x}$ entre 2008 y 2009 con 2010, 2013, 2015, 2016, 2017, valores de $p < 0.001$, Tabla 2), mientras que durante 2017 fue más amplia que en las otras temporadas (contrastos *post-hoc* para el parámetro $A_{m\acute{a}x}$ entre 2017 con 2008, 2009, 2010, 2013, 2015 y 2016; valores de $p < 0.050$, Tabla 2).

El modelo que mejor representó (i.e., mejor ajuste y parsimonia) la relación entre el tamaño del área de alimentación y el tamaño de muestra, incluyó a la variable explicativa año sobre el parámetro T_m pero no sobre $A_{m\acute{a}x}$. Así, el tamaño del área total de alimentación de la población reproductora no difirió entre años y resultó, en promedio, de 351 km² (Fig. 4B, Tablas 1 & 2).

El número mínimo promedio de animales a instrumentar para estimar el tamaño del área de uso fue 13 (rango = 11 - 16), 18 (rango = 15 - 22) y 35 (rango = 27 - 42) para incrementos en el área menores al 5, 3 y 1%, respectivamente (Fig. 5A). Para los años 2008 y 2009, el número de animales a instrumentar fue, en todos los casos, inferior al resto de los años, mientras que para el año 2017 fue superior (Fig. 5A).

El tamaño del área de alimentación de la población reproductora (media: 351 km² rango: 311 - 399 km²) no mostró diferencias entre temporadas (Tabla 2). En líneas generales, el número mínimo promedio de cormoranes a instrumentar para estimar el área de alimentación de toda la población presentó una menor variación entre años respecto al tamaño de muestra necesario para el área de uso (Fig. 5B). El número mínimo promedio de animales a instrumentar para determinar el área de alimentación fue 13 (rango = 12 - 14), 19 (rango = 17 - 19) y 39 (rango = 37 - 40) con precisiones menores al 5, 3 y 1%, respectivamente (Fig. 5B). Las principales diferencias estuvieron dadas por la temporada 2013, en la que el tamaño de muestra a partir del cual el incremento en el área fue menor al 5% fue inferior que el resto (Fig. 5B). Por su parte, el número de animales a instrumentar a partir del cual el incremento en el área de alimentación fue menor al 3% fue inferior en el 2013 en comparación al 2008, 2009 y 2017, mientras que el tamaño de muestra para

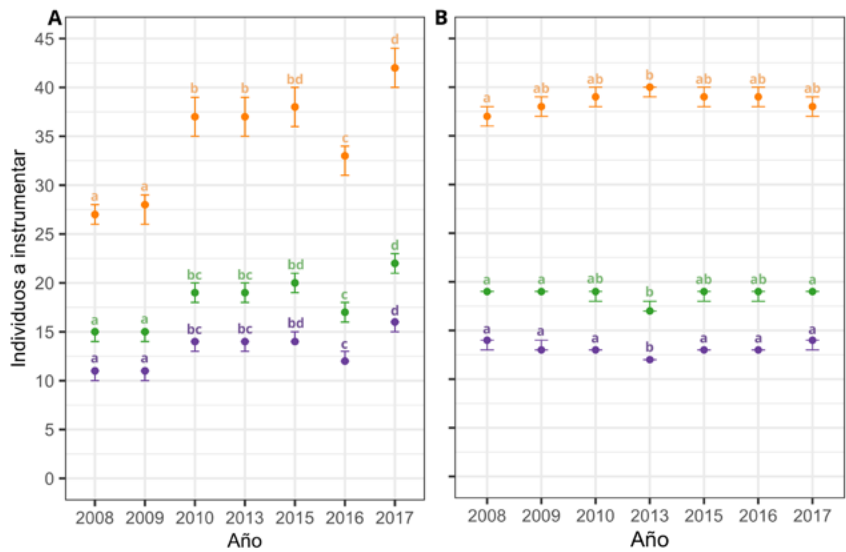


Figura 5. Número de cormoranes imperiales (*Leucocarbo atriceps*) de la colonia de Punta León, Chubut, Argentina a instrumentar para estimar el tamaño del área marina de uso (A) y de alimentación (B). Se presentan los valores promedio y sus rangos para el tamaño muestral necesario a fin de que la inclusión de un individuo adicional incremente el área estimada en menos de 1% (naranja), 3% (verde) y 5% (violeta). Letras iguales indican ausencia de diferencias entre años.

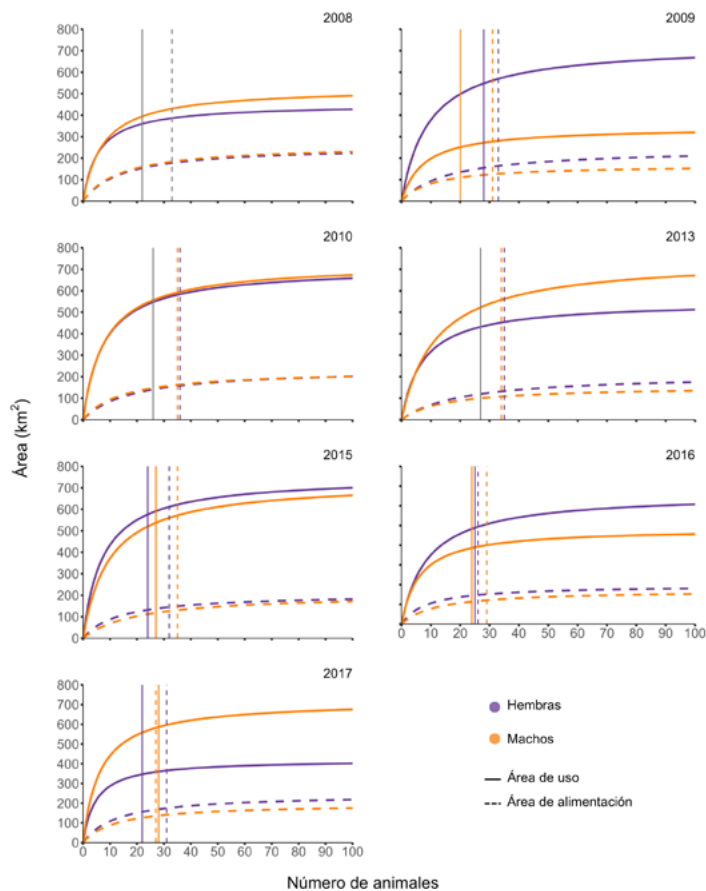


Figura 6. Tamaño de las áreas de uso (líneas continuas) y de alimentación (líneas punteadas) de hembras y machos de Cormorán Imperial (*Leucocarbo atriceps*) en función del tamaño de muestra, para los siete años de estudio. Las líneas verticales (violeta para las hembras, naranja para los machos, y gris si no hubo diferencias entre sexos) indican el número mínimo promedio de animales que deben ser instrumentados al partir del cual la incorporación de un nuevo animal genera un incremento inferior al 1% en el tamaño del área de uso (líneas continuas) o de alimentación (líneas punteadas).

Tabla 3. Modelos de Michaelis-Menten para la relación entre el tamaño del área de uso en función del tamaño de muestra para hembras y machos de Cormorán Imperial (*Leucocarbo atriceps*) para los siete años de estudio. En cada caso, el mejor modelo se presenta en negrita. En la tabla se muestra: el número de parámetros (k), la diferencia en el AICc entre cada modelo y el modelo de mejor ajuste ($\Delta AICc$), los pesos AIC (AICcw) y la suma acumulada de los pesos AICcw (Cum.wt).

Año	Modelo	k	AICc	$\Delta AICc$	AICcw	Cum.wt
2008	$A_{m\acute{a}x} \sim 1, T_m \sim 1$	3	2090	0.0	0.5	0.5
	$A_{m\acute{a}x} \sim \text{Sexo}, T_m \sim 1$	4	2092	1.6	0.2	0.7
	$A_{m\acute{a}x} \sim 1, T_m \sim \text{Sexo}$	4	2092	1.8	0.2	0.9
	$A_{m\acute{a}x} \sim \text{Sexo}, T_m \sim \text{Sexo}$	5	2093	2.9	0.1	1.0
2009	$A_{m\acute{a}x} \sim \text{Sexo}, T_m \sim 1$	4	2085	0.0	0.7	0.7
	$A_{m\acute{a}x} \sim \text{Sexo}, T_m \sim \text{Sexo}$	5	2087	1.6	0.3	1.0
	$A_{m\acute{a}x} \sim 1, T_m \sim \text{Sexo}$	4	2094	8.5	0.0	1.0
	$A_{m\acute{a}x} \sim 1, T_m \sim 1$	3	2308	223.2	0.0	1.0
2010	$A_{m\acute{a}x} \sim 1, T_m \sim 1$	3	2214	0.0	0.6	0.6
	$A_{m\acute{a}x} \sim \text{Sexo}, T_m \sim 1$	4	2216	2.1	0.2	0.7
	$A_{m\acute{a}x} \sim 1, T_m \sim \text{Sexo}$	4	2216	2.1	0.2	0.9
	$A_{m\acute{a}x} \sim \text{Sexo}, T_m \sim \text{Sexo}$	5	2218	4.2	0.1	1.0
2013	$A_{m\acute{a}x} \sim \text{Sexo}, T_m \sim \text{Sexo}$	5	2051	0.0	0.4	0.4
	$A_{m\acute{a}x} \sim \text{Sexo}, T_m \sim 1$	4	2052	1.0	0.3	0.7
	$A_{m\acute{a}x} \sim 1, T_m \sim \text{Sexo}$	4	2053	2.0	0.2	0.9
	$A_{m\acute{a}x} \sim 1, T_m \sim 1$	3	2053	2.2	0.1	1.0
2015	$A_{m\acute{a}x} \sim 1, T_m \sim \text{Sexo}$	4	2121	0.0	0.5	0.5
	$A_{m\acute{a}x} \sim \text{Sexo}, T_m \sim 1$	4	2123	1.1	0.3	0.8
	$A_{m\acute{a}x} \sim \text{Sexo}, T_m \sim \text{Sexo}$	5	2124	2.1	0.2	1.0
	$A_{m\acute{a}x} \sim 1, T_m \sim 1$	3	2174	52.3	0.0	1.0
2016	$A_{m\acute{a}x} \sim \text{Sexo}, T_m \sim \text{Sexo}$	5	2053	0.0	0.5	0.5
	$A_{m\acute{a}x} \sim \text{Sexo}, T_m \sim 1$	4	2053	0.2	0.4	0.9
	$A_{m\acute{a}x} \sim 1, T_m \sim \text{Sexo}$	4	2056	3.5	0.1	1.0
	$A_{m\acute{a}x} \sim 1, T_m \sim 1$	3	2074	20.8	0.0	1.0
2017	$A_{m\acute{a}x} \sim \text{Sexo}, T_m \sim 1$	4	2173	0.0	0.6	0.6
	$A_{m\acute{a}x} \sim \text{Sexo}, T_m \sim \text{Sexo}$	5	2174	1.0	0.4	1.0
	$A_{m\acute{a}x} \sim 1, T_m \sim \text{Sexo}$	4	2184	11.8	0.0	1.0
	$A_{m\acute{a}x} \sim 1, T_m \sim 1$	3	2309	136.5	0.0	1.0

precisiones menores al 1% fue similar en los siete años de estudio, solo presentando diferencias entre el 2013 y el 2008 (Fig. 5B).

Determinación del tamaño mínimo de muestra para cada sexo

En todas las temporadas, el tamaño del área de uso y de alimentación tanto para las hembras como para los machos aumentó al incrementar el tamaño de muestra hasta un valor asintótico (Fig. 6). El efecto

del sexo sobre la relación entre el tamaño del área de uso y el tamaño de muestra varió entre temporadas (Tabla 3). Mientras que en las temporadas 2008, 2010, 2013 y 2015 no presentó diferencias entre sexos (Fig. 6, Tabla 4), en 2009 y 2016 el tamaño de área de uso fue mayor para las hembras y en 2017 para los machos (Fig. 6, Tablas 3 & 4). Durante el período de estudio, hembras y machos presentaron los mismos tamaños promedio del área de uso (parámetros $A_{m\acute{a}x}$), en el orden de los 600 km² (Fig. 6, Tabla 3). En líneas generales, el número medio de animales

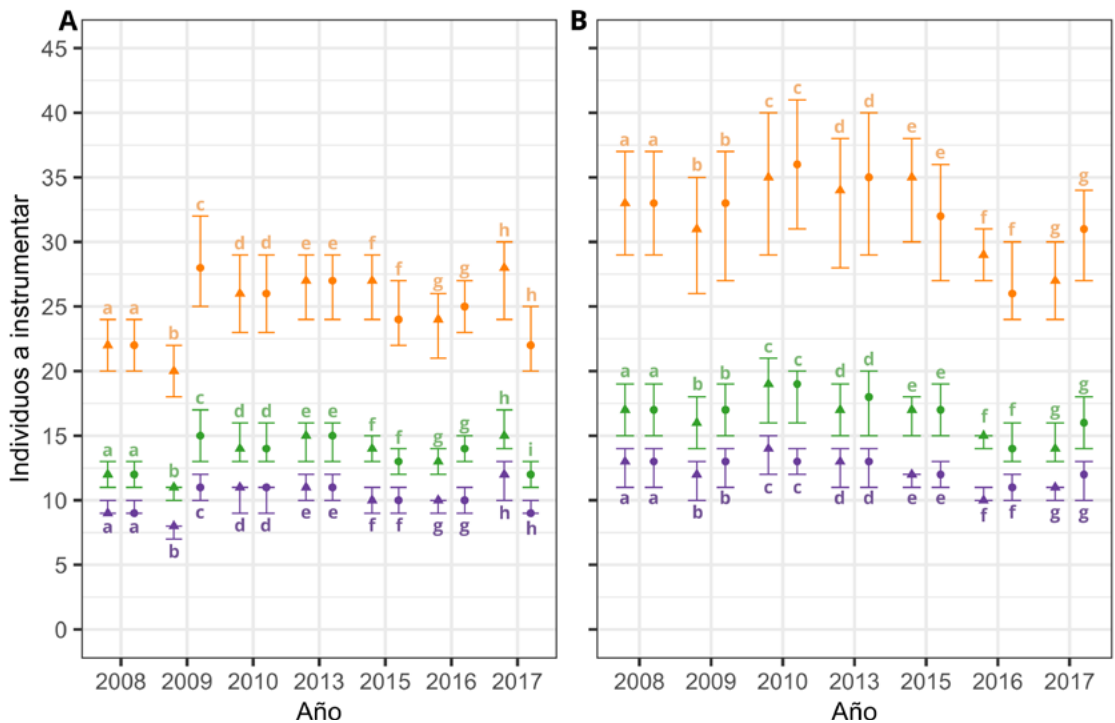


Figura 7. Número de hembras (círculos) y machos (triángulos) de Cormorán Imperial (*Leucocarbo atriceps*) de la colonia de Punta León, Chubut, Argentina a instrumentar para estimar el tamaño del área marina de uso (A) y de alimentación (B). Se presentan los valores promedio y sus rangos correspondientes al tamaño muestral requerido para que la inclusión de un individuo adicional incremente el área estimada en menos de 1% (naranja), 3% (verde) y 5% (violeta). Letras iguales dentro de cada año para cada porcentaje indican ausencia de diferencias entre sexos.

Tabla 4. Parámetros estimados del modelo de Michaelis-Menten que mejor ajuste presentó por año para predecir el área marina de uso en función del tamaño de muestra para hembras y machos de Cormorán Imperial (*Leucocarbo atriceps*) en la colonia de Punta León, Chubut, Argentina. Se indica el intervalo de confianza [Mín-Máx]. Las comparaciones significativas para el parámetro $A_{máx}$ y T_m entre sexos se muestran en negrita.

Año	$A_{máx}$		T_m	
	Área de uso hembras (km²)	Área de uso machos (km²)	Área de uso hembras (n de animales)	Área de uso machos (n de animales)
2008	452 [351-552]	526 [425-627]	6 [3-8]	7 [5-10]
2009	731 [547-914]	343 [270-417]	9 [5-13]	7 [4-10]
2010	709 [567-850]	728 [534-922]	8 [5- 10]	8 [4-12]
2013	550 [454-645]	750 [545-956]	7 [5-10]	12 [7-17]
2015	752 [638-865]	729 [535-922]	7 [5-9]	10 [5-14]
2016	661 [526-797]	484 [405-564]	9 [6-12]	6 [4-8]
2017	420 [338-503]	717 [601- 834]	5 [3-7]	6 [4-8]
Media	610 [420-752]	611 [343-750]	7 [5-9]	8 [6-12]

Tabla 5. Modelos de Michaelis-Menten para la relación entre el tamaño del área de alimentación en función del tamaño de muestra para hembras y machos de Cormorán Imperial (*Leucocarbo atriceps*) para los siete años de estudio. En cada caso, el mejor modelo se presenta en negrita. En la tabla se muestra: el número de parámetros (k), la diferencia en el AICc entre cada modelo y em modelo de mejor ajuste ($\Delta AICc$), los pesos AIC (AICcw) y la suma acumulada de los pesos AICcw (Cum.wt).

Año	Modelo	k	AICc	$\Delta AICc$	AICcw	Cum.wt
2008	$A_{m\acute{a}x} \sim \text{Sexo}, T_m \sim 1$	4	1623	0.0	0.4	0.4
	$A_{m\acute{a}x} \sim 1, T_m \sim \text{Sexo}$	4	1623	0.0	0.4	0.7
	$A_{m\acute{a}x} \sim 1, T_m \sim 1$	3	1624	1.5	0.2	0.9
2009	$A_{m\acute{a}x} \sim \text{Sexo}, T_m \sim \text{Sexo}$	5	1625	2.1	0.1	1.0
	$A_{m\acute{a}x} \sim \text{Sexo}, T_m \sim 1$	4	1583	0.0	0.5	0.5
	$A_{m\acute{a}x} \sim \text{Sexo}, T_m \sim \text{Sexo}$	5	1584	0.8	0.3	0.8
	$A_{m\acute{a}x} \sim 1, T_m \sim \text{Sexo}$	4	1584	1.1	0.3	1.0
2010	$A_{m\acute{a}x} \sim 1, T_m \sim 1$	3	1593	10.3	0.0	1.0
	$A_{m\acute{a}x} \sim 1, T_m \sim \text{Sexo}$	4	1559	0.0	0.5	0.5
	$A_{m\acute{a}x} \sim \text{Sexo}, T_m \sim 1$	4	1559	0.3	0.4	0.8
	$A_{m\acute{a}x} \sim \text{Sexo}, T_m \sim \text{Sexo}$	5	1561	2.1	0.2	1.0
	$A_{m\acute{a}x} \sim 1, T_m \sim 1$	3	1573	14	0.0	1.0
2013	$A_{m\acute{a}x} \sim \text{Sexo}, T_m \sim 1$	4	1458	0.0	0.4	0.4
	$A_{m\acute{a}x} \sim 1, T_m \sim \text{Sexo}$	4	1458	0.4	0.3	0.8
	$A_{m\acute{a}x} \sim \text{Sexo}, T_m \sim \text{Sexo}$	5	1459	1.5	0.2	1.0
	$A_{m\acute{a}x} \sim 1, T_m \sim 1$	3	1462	4.7	0.0	1.0
2015	$A_{m\acute{a}x} \sim 1, T_m \sim \text{Sexo}$	4	1508	0.0	0.5	0.5
	$A_{m\acute{a}x} \sim \text{Sexo}, T_m \sim 1$	4	1509	0.9	0.3	0.8
	$A_{m\acute{a}x} \sim \text{Sexo}, T_m \sim \text{Sexo}$	5	1510	2.1	0.2	1.0
	$A_{m\acute{a}x} \sim 1, T_m \sim 1$	3	1589	80.8	0.0	1.0
2016	$A_{m\acute{a}x} \sim 1, T_m \sim \text{Sexo}$	4	1560	0.0	0.5	0.5
	$A_{m\acute{a}x} \sim \text{Sexo}, T_m \sim 1$	4	1561	0.8	0.3	0.8
	$A_{m\acute{a}x} \sim \text{Sexo}, T_m \sim \text{Sexo}$	5	1562	1.7	0.2	1.0
	$A_{m\acute{a}x} \sim 1, T_m \sim 1$	3	1680	121.1	0.0	1.0
2017	$A_{m\acute{a}x} \sim \text{Sexo}, T_m \sim 1$	4	1587	0.0	0.5	0.5
	$A_{m\acute{a}x} \sim 1, T_m \sim \text{Sexo}$	4	1587	1.0	0.3	0.8
	$A_{m\acute{a}x} \sim \text{Sexo}, T_m \sim \text{Sexo}$	5	1589	2.1	0.2	1.0
	$A_{m\acute{a}x} \sim 1, T_m \sim 1$	3	1639	52.7	0.0	1.0

a instrumentar a partir del cual el incremento en el área de uso fue menor al 5, 3 y 1% fue similar entre sexos (Fig. 7A). Así, el número mínimo promedio de hembras a instrumentar fue: 10 (rango = 9 - 11), 14 (rango = 12 - 15) y 25 (rango = 22 - 28), y el de machos 10 (rango = 8 - 12), 13 (rango = 11 - 15) y 25 (rango = 20 - 28), para incrementos del área de 5, 3 y 1%, respectivamente (Fig. 7A). La mayor diferencia entre sexos referida al número de aves instrumentadas para estimar el área de uso ocurrió en el 2009. En esta temporada, se requirieron más hembras que

machos para la estimación del tamaño del área de uso (Fig. 7A).

El efecto del sexo sobre la relación entre el tamaño del área de alimentación y el tamaño de muestra también varió entre temporadas (Tabla 5). Mientras que en las temporadas 2008, 2010, 2015 y 2016 hembras y machos presentaron área de alimentación de tamaños similares, durante 2009, 2013 y 2017 las hembras se alimentaron cubriendo áreas de mayor tamaño (Fig. 6, Tablas 5 & 6). En líneas generales, durante el

Tabla 6. Parámetros estimados del modelo de Michaelis-Menten que mejor ajuste presentó por año para predecir el área de alimentación en función del tamaño de muestra para hembras y machos de Cormorán Imperial (*Leucocarbo atriceps*) en la colonia de Punta León, Chubut, Argentina. Se indica el intervalo de confianza [Mín-Máx]. Las comparaciones significativas para el parámetro $A_{máx}$ y T_m entre sexos se muestran en negrita.

Año	$A_{máx}$		T_m	
	Área de alimentación hembras (km ²)	Área de alimentación machos (km ²)	Área de alimentación hembras (<i>n</i> de animales)	Área de alimentación machos (<i>n</i> de animales)
2008	256 [158-354]	263 [187-340]	15 [6-23]	14 [8-20]
2009	244 [151-337]	168 [120-217]	16 [7-25]	11 [6-16]
2010	238 [139-337]	230 [152-309]	18 [8- 28]	15 [7- 22]
2013	211 [98-324]	154 [103-206]	21 [6-36]	15 [7-22]
2015	206 [139-274]	205 [106 -305]	14 [7-20]	20 [7-33]
2016	196 [154-239]	171 [123 -220]	9 [5-12]	12 [7 -17]
2017	245 [178-313]	197 [131- 263]	13 [7-18]	12 [6-19]
Media	228 [196-256]	199 [103-187]	15 [9-21]	14 [11-20]

período de estudio, hembras y machos se alimentaron en áreas de tamaño promedio similar (parámetros $A_{máx}$), cubriendo entre 200 y 230 km², aproximadamente (Fig. 6, Tabla 6). A grandes rasgos, el número medio de animales a instrumentar a partir del cual el incremento en el área de alimentación fue menor al 5, 3 y 1% fue similar entre sexos (Fig. 7B). Así, el número mínimo promedio de hembras a instrumentar fue: 12 (rango = 11 - 13), 17 (rango = 14 - 19) y 32 (rango = 26 - 36) y el de machos 12 (rango = 10 - 14), 16 (rango = 14 - 19) y 32 (rango = 27 - 35), para incrementos del área de 5, 3 y 1%, respectivamente (Fig. 7B).

DISCUSIÓN

En este trabajo, el análisis a largo plazo (i.e., siete años) de la variabilidad interanual y entre sexos de las áreas de uso y alimentación del Cormorán Imperial permitió estimar el número mínimo de individuos a instrumentar para determinar los tamaños de dichas áreas con tres niveles diferentes de precisión. Para ello, utilizamos un procedimiento sencillo y potencialmente aplicable a otras especies con características ecológicas similares.

El tamaño de las áreas de alimentación fue más consistente entre temporadas que el de las áreas de uso, lo que determinó una menor variabilidad interanual en el tamaño de muestra necesario para estimarlas. Esta consistencia fue aún más evidente al comparar entre sexos. La estabilidad espacial a largo plazo en el uso de áreas de forrajeo del Cormorán de Punta León ha sido previamente reportada por Quintana et al. (2022) en un estudio de más de 10 años, y se ha documentado también en otras especies de aves marinas cuando los parches de alimento

permanecen relativamente estables en el tiempo y espacio (Weimerskirch 2007, Rebstock et al. 2022, Regan et al. 2024). En nuestro caso, dicha estabilidad se relaciona principalmente con la alimentación bentónica y el tipo de presas consumidas por el Cormorán Imperial durante la etapa temprana de crianza de pichones (Harris et al. 2014, Quintana et al. 2022). Durante este periodo, los adultos obtienen su alimento y el que suministran a los pichones capturando mayoritariamente presas bentónicas tales como nototénidos (*Riberoclinus* sp.) y Raneya (*Raneya brasiliensis*; Malacalza et al. 1994, Ibarra et al. 2022). En general, las presas bentónicas presentan un rango de acción más acotado que las pelágicas, lo que las convierte en una fuente de alimento con mayor previsibilidad espacio-temporal (Elliott et al. 2009). En este contexto, es razonable pensar que el número mínimo de cormoranes imperiales a instrumentar para determinar las áreas marinas de alimentación sea más consistente entre temporadas que el necesario para determinar las áreas de uso. Estas últimas, están sujetas a condiciones intrínsecas de los individuos tales como la capacidad y/o estrategia de vuelo necesarias para alcanzar las áreas de alimentación bajo condiciones climáticas cambiantes (i.e., velocidad y dirección del viento, visibilidad, etc.).

En términos generales, para cada año, el tamaño de muestra mínimo necesario para estimar el área de alimentación fue mayor que el requerido para el área de uso. Esto sugiere que la variabilidad entre individuos es mayor en las zonas de alimentación que en las de desplazamiento. Una posible explicación es que los cormoranes comparten rutas de tránsito desde la colonia hacia los parches de alimento, utilizando

señales ambientales similares y/o adquiriendo información a través de la observación de conespecíficos (Ward & Zahavi 1973, Weimerskirch et al. 2010, Regan et al. 2024). Sin embargo, una vez en las áreas de alimentación, los individuos tienden a dispersarse lo que reduciría la competencia intraespecífica por el alimento (Davoren et al. 2003). Este patrón coincide con lo observado por Weimerskirch (2007), quien analizó trayectorias de 34 especies de aves marinas y encontró que, a nivel poblacional, las aves se desplazan por zonas similares hacia las áreas de alimentación, aunque cada individuo presenta cierta preferencia por sectores específicos dentro de ellas.

En todas las temporadas, el tamaño de las áreas de uso y alimentación de machos y hembras aumentó al incrementar el tamaño de muestra hasta alcanzar una asíntota. Este patrón indica que es posible obtener resultados precisos con un número limitado de individuos instrumentados. La variabilidad interanual de las áreas de uso y alimentación observada sugiere que, para determinar las áreas de acción, podría resultar más apropiado mantener un número adecuado de individuos instrumentados a largo plazo, más que un número muy elevado en unas pocas temporadas. En todo caso, el número de machos y hembras a instrumentar dependerá de antecedentes que reporten un uso diferencial del espacio - y/o comportamientos que deriven en ello - para cada sexo.

En nuestro caso, bajo el criterio del 1%, encontramos que 25 y 32 individuos instrumentados por cada sexo (i.e., aproximadamente el 0.4 - 0.5% del total de adultos de cada sexo que reproducen en la colonia) serían necesarios para estimar el tamaño del área de uso y alimentación, respectivamente, con ese nivel de precisión. El número de animales a instrumentar se reduce a menos de la mitad (i.e., 10 y 12, para áreas de uso y alimentación, respectivamente) si se acepta trabajar con una precisión del 5% para la determinación del tamaño de las áreas. La elección de qué nivel de precisión adoptar dependerá de la precisión que requiera el enfoque conceptual y/o experimental de la investigación y, en última instancia, del tiempo y de los recursos económicos disponibles. Preguntas conceptualmente complejas podrían requerir el criterio del 1%, es decir el de mayor precisión y necesitar mayor número de aves a ser instrumentadas. Sin embargo, para estudios exploratorios o de determinación de áreas de importancia (e.g., IBAs), el criterio del 5% permitiría optimizar el tiempo y los recursos económicos destinados a la adquisición de dispositivos sin comprometer demasiado la representatividad del estudio.

Es importante tener en cuenta que los resultados

obtenidos en este trabajo se focalizan en un período particular de la temporada reproductiva y en un sitio específico, por lo que su extrapolación a otros sitios y/o periodos de la misma especie u otras similares, debería tomarse con precaución. Asimismo, los resultados obtenidos a partir de las estimaciones para tamaños de muestra superiores al tamaño de muestra de referencia deben interpretarse con cautela. La confiabilidad del modelo que describe la relación entre el tamaño del área en función del número de individuos disminuye una vez superado el tamaño de muestra utilizado en el presente estudio (20 cormoranes imperiales para el análisis poblacional y 10 para el análisis por sexo). Las extrapolaciones que superan estos valores se basan en predicciones modeladas, lo que implica un mayor grado de incertidumbre (Colwell et al. 2012).

La implementación de dispositivos GPS y tecnologías afines en estudios de fauna silvestre no siempre incorporan una evaluación adecuada de los impactos sobre el bienestar animal (Quintana et al. 2024). En este sentido, la planificación cuidadosa de estrategias de instrumentación constituye no solo una medida de eficiencia científica -al optimizar recursos y reducir tiempos de muestreo y análisis-, sino también un compromiso con principios éticos fundamentales, al evitar manipulaciones excesivas e innecesarias. Este estudio busca contribuir al desarrollo de prácticas científicas más responsables, promoviendo el uso consciente y justificado de bio-registradores.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a la Editora, Editor asociado de la revista y los/las revisores/as anónimos/as por los valiosos aportes para mejorar el manuscrito. Este trabajo fue financiado por subsidios otorgados por la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica (PICT 2013-1229) y del Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas de la República Argentina (PIP 5387-2013) a F. Quintana. Agradecemos al Ministerio de Turismo y Áreas Protegidas y a la Dirección de Fauna y Flora Silvestre de la Provincia de Chubut por los permisos otorgados para trabajar en Punta León, así como al CCT CENPAT – CONICET por el apoyo institucional y logístico. Queremos expresar nuestro especial agradecimiento a Walter Svagelj, Giacomo Dell'Omo, Luciana Gallo, Sabrina Harris, Carolina Pantano, Nicolás Prandoni, Emily Shepard, Marcela Uhart, Rory P. Wilson, Carlos Zavalaga, y a muchos otros/as estudiantes y profesionales que colaboraron voluntariamente durante las campañas de campo a lo largo de los años. Finalmente, extendemos nuestro más sincero agradecimiento a todos los integrantes

de la Estancia El Pedral, especialmente a Miguel y Chola, por su cálida hospitalidad.

REFERENCIAS

- Aickin M, Gensler H (1996) Adjusting for multiple testing when reporting research results: The Bonferroni vs Holm methods. *American Journal of Public Health* 86(5):726-728. <https://doi.org/10.2105/AJPH.86.5.726>
- Alberdi R, Erba DA (2022) Introducción a los Sistemas de Información Geográfica (SIG) aplicados al catastro. Editorial Universidad Católica de Santa Fe, Santa Fe
- Anderson DR, Burnham KP (2002) Avoiding pitfalls when using information-theoretic methods. *The Journal of Wildlife Management* 66(3):912-918. <https://doi.org/10.2307/3803155>
- Arrondo E, Pérez-García JM (2025) Call for a critical review of widespread use of animal tracking devices. *European Journal of Wildlife Research* 71:27. <https://doi.org/10.1007/s10344-025-01906-7>
- Beal M, Oppel S, Handley J, Pearmain EJ, Moreira-Pujol V, Carneiro APB, Davies TE, Phillips RA, Taylor PR, Miller MGR, Franco AMA, Catry I, Patricio AR, Regalla A, Staniland I, Boyd C, Catry P, Dias MP (2021) track2KBA: An R package for identifying important sites for biodiversity from tracking data. *Methods in Ecology and Evolution* 12(12):2372-2378. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13713>
- BirdLife International (2009) Designing networks of marine protected areas: Exploring the linkages between Important Bird Areas and ecologically or biologically significant marine areas. BirdLife International, Cambridge UK
- Bishop CM, Butler PJ (1995) Physiological modelling of oxygen consumption in birds during flight. *Journal of Experimental Biology* 198(10):2153-2163. <https://doi.org/10.1242/jeb.198.10.2153>
- Blanco GS, Tonini MH, Gallo L, Dell'Omo G, Quintana F (2022) Tracking the exposure of a pelagic seabird to marine plastic pollution. *Marine Pollution Bulletin* 180:113767. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113767>
- Bodey TW, Cleasby IR, Bell F, Parr N, Schultz A, Votier SC, Bearhop S (2018) A phylogenetically controlled meta-analysis of biologging device effects on birds: Deleterious effects and a call for more standardized reporting of study data. *Methods in Ecology and Evolution* 9(4):946-955. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12934>
- Clark BL, Carneiro APB, Pearmain EJ, Rouyer MM, ..., Dias MP (2023) Global assessment of marine plastic exposure risk for oceanic birds. *Nature Communications* 14(1):3665. <https://doi.org/10.1038/s41467-023-38900-z>
- Colwell RK, Chao A, Gotelli NJ, Lin S-Y, Mao CX, Chazdon RL, Longino JT (2012) Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation and comparison of assemblages. *Journal of Plant Ecology* 5(1):3-21. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtr044>
- Copello S, Blanco GS, Seco Pon JP, Quintana F, Favero M (2016) Exporting the problem: Issues with fishing closures in seabird conservation. *Marine Policy* 74:120-127. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2016.09.008>
- Copello S, Seco Pon JP, Favero M (2014) Spatial overlap of Black-browed albatrosses with longline and trawl fisheries in the Patagonian Shelf during the non-breeding season. *Journal of Sea Research* 89:44-51. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2014.02.006>
- Copello S, Quintana F (2009) Spatio-temporal overlap between the at-sea distribution of Southern Giant Petrels and fisheries at the Patagonian Shelf. *Polar Biology* 32(8):1211-1220. <https://doi.org/10.1007/s00300-009-0620-7>
- Davoren GK, Montevecchi WA, Anderson JT (2003) Distributional patterns of a marine bird and its prey: habitat selection based on prey and conspecific behaviour. *Marine Ecology Progress Series* 256:229-242. <https://doi.org/10.3354/meps256229>
- Donald PF, Fishpool LDC, Ajagbe A, Bennun LA, Bunting G, Burfield IJ, Butchart SHM, Capellan S, Crosby MJ, Dias MP (2019) Important Bird and Biodiversity Areas (IBAs): The development and characteristics of a global inventory of key sites for biodiversity. *Bird Conservation International* 29(2):177-198. <https://doi.org/10.1017/S0959270918000102>
- Eken G, Bennun L, Brooks TM, Darwall W, Fishpool LDC, Foster M, Knox D, Langhammer P, Matiku P, Radford E, Salaman P, Sechrest W, Smith ML, Spector S, Tordoff A (2004) Key Biodiversity Areas as Site Conservation Targets. *BioScience* 54(12):1110-1118. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2004\)054\[1110:KBAAS-C\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2004)054[1110:KBAAS-C]2.0.CO;2)
- Elliott KH, Bull RD, Gaston AJ, Davoren GK (2009) Underwater and above water search patterns of an Arctic seabird: Reduced searching at small spatiotemporal scales. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 63:1773-1785. <https://doi.org/10.1007/s00265-009-0801-y>
- Fishpool LD, Evans MI (2001) Important Bird Areas in Africa and associated islands: Priority sites for conservation. Pisces Publications & BirdLife International, Newbury & Cambridge UK
- Frere E, Quintana F, Gandini P (2005) Cormoranes de la costa patagónica: Estado poblacional, ecología y conservación. *Hornero* 20(1):35-52. <https://doi.org/10.56178/eh.v20i1.818>
- Gómez-Laich A, Quintana F, Shepard ELC, Wilson RP (2012) Intersexual differences in the diving behaviour of Imperial Cormorants. *Journal of Ornithology* 153:139-147. <https://doi.org/10.1007/>

s10336-011-0714-1

- Gómez-Laich A, Wilson RP, Shepard ELC, Quintana F (2013) Energy expenditure and food consumption of foraging Imperial cormorants in Patagonia, Argentina. *Marine Biology* 160(7):1697-1707. <https://doi.org/10.1007/s00227-013-2222-8>
- Harris S, Raya Rey A, Phillips RA, Quintana F (2013) Sexual segregation in timing of foraging by imperial shags (*Phalacrocorax atriceps*): Is it always ladies first? *Marine Biology* 160:1249-1258. <https://doi.org/10.1007/s00227-013-2177-9>
- Harris S, Raya Rey A, Zavalaga C, Quintana F (2014) Strong temporal consistency in the individual foraging behaviour of Imperial Shags *Phalacrocorax atriceps*. *Ibis* 156(3):523-533. <https://doi.org/10.1111/ibi.12159>
- He P, Klarevas-Irby JA, Papageorgiou D, Christensen C, Strauss ED, Farine DR (2023) A guide to sampling design for GPS-based studies of animal societies. *Methods in Ecology and Evolution* 14(8):1887-1905. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13999>
- Hebblewhite M, Haydon DT (2010) Distinguishing technology from biology: A critical review of the use of GPS telemetry data in ecology. *Philosophical Transactions of the Royal Society B Biological Sciences* 365(1550):2303-2312. <https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0087>
- Ibarra C, Marinao C, Suárez N, Kasinsky T, Yorio P (2022) Patterns of sexual segregation in the use of trophic resources in breeding Imperial Cormorants. *Marine Biology* 169(12):154. <https://doi.org/10.1007/s00227-022-04143-7>
- Johnson KA, Goody RS (2011) The original Michaelis constant: Translation of the 1913 Michaelis-Menten paper. *Biochemistry* 50(39):8264-8269. <https://doi.org/10.1021/bi201284u>
- Kays R, Crofoot MC, Jetz W, Wikelski M (2015) Terrestrial animal tracking as an eye on life and planet. *Science* 348(6240):aaa2478. <https://doi.org/10.1126/science.aaa2478>
- Kenward RE (2001) A manual for wildlife radio tagging. Academic press, San Diego
- Knezevic SZ, Streibig JC, Ritz C (2007) Utilizing R software package for dose-response studies: The concept and data analysis. *Weed Technology* 21(3):840-848. <https://doi.org/10.1614/WT-06-161.1>
- Langley LP, Bearhop S, Burton NHK, Banks AN, Frayling T, Thaxter CB, Clewley GD, Scragg E, Votier SC (2021) GPS tracking reveals landfill closures induce higher foraging effort and habitat switching in gulls. *Movement Ecology* 9(1):1-13. <https://doi.org/10.1186/s40462-021-00278-2>
- Lascelles BG, Taylor P, Miller MGR, Dias MP, Oppel S, Torres L, Hedd A, Le Corre M, Phillips RA, Shaffer SA, Weimerskirch H, Small C (2016) Applying global criteria to tracking data to define important areas for marine conservation. *Diversity and Distributions* 22(4):422-431. <https://doi.org/10.1111/ddi.12411>
- Lehikoinen P, Tiusanen M, Santangeli A, Rajasärkkä A, Jaatinen K, Valkama J, Virkkala R, Lehikoinen A (2021) Increasing protected area coverage mitigates climate-driven community changes. *Biological Conservation* 253:108892. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108892>
- Lenz J, Böhning-Gaese K, Fiedler W, Mueller T (2015) Nomadism and seasonal range expansion in a large frugivorous bird. *Ecography* 38(1):54-62. <https://doi.org/10.1111/ecog.00522>
- Lindberg MS, Walker J (2007) Satellite telemetry in avian research and management: Sample size considerations. *Journal of Wildlife Management* 71(3):1002-1009. <https://doi.org/10.2193/2005-696>
- Malacalza VE, Hall MA (1988) Sexing adult King Cormorants (*Phalacrocorax albiventer*) by discriminant analysis. *Colonial Waterbirds* 11:32-37. <https://doi.org/10.2307/1521167>
- Malacalza VE, Poretti TI, Bertellotti NM (1994) La dieta de *Phalacrocorax albiventer* en Punta León (Chubut, Argentina) durante la temporada reproductiva. *Ornitología Neotropical* 5(2):91-97
- Mazerolle MJ (2020) Model selection and multimodel inference using the AICcmodavg package. *R Vignette* 2020:22. <https://doi.org/10.32614/CRAN.package.AICcmodavg>
- Nathan R (2008) An emerging movement ecology paradigm. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105(49):19050-19051. <https://doi.org/10.1073/pnas.0808918105>
- Nathan R, Monk CT, Arlinghaus R, Adam T, Alós J, ..., Ivan Jarić (2022) Big-data approaches lead to an increased understanding of the ecology of animal movement. *Science* 375(6582):eabg1780. <https://doi.org/10.1126/science.abg1780>
- Onofri A (2020) The broken bridge between biologists and statisticians: A blog and R package. *Statforbiology*. <https://doi.org/10.32614/CRAN.package.statforbiology>
- Orians GH, Pearson NE (1979) On the theory of central place foraging. *Analysis of Ecological Systems* 155:154-177
- Page B, McKenzie J, Sumner MD, Coyne M, Goldsworthy SD (2006) Spatial separation of foraging habitats among New Zealand fur seals. *Marine Ecology Progress Series* 323:263-279. <https://doi.org/10.3354/meps323263>
- Pinheiro J, Bates D, DebRoy S, Sarkar D, Team RC (2007) Linear and nonlinear mixed effects models. *R package version* 3(57):1-89. <https://doi.org/10.32614/CRAN.package.nlme>
- Quintana F, Wilson R, Dell'Arciprete P, Shepard E, Gómez-Laich A (2011) Women from Venus, men from Mars: Inter-sex foraging differences in the imperial cormorant *Phalacrocorax atriceps* a colonial seabird. *Oikos* 120(3):350-358. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.18387.x>

- Quintana F, Wilson R, Gómez-Laich A (2024) Síntesis y revisión crítica del uso de bio-registradores para aves marinas en Sudamérica. *Hornero* 39(2):4-4. <https://dx.doi.org/10.56178/eh.v39i2.1488>
- Quintana F, Wilson R, Prandoni N, Svagelj WS, Gómez-Laich A (2022) Long-term ecology studies in Patagonian seabirds: A review with the Imperial cormorant as a case study. En: Helbling EW, Narvarte MA, González RA, Villafañe VE (eds) *En Global change in Atlantic coastal Patagonian ecosystems: A journey through time*. Springer International Publishing, Cham, 233-262. https://doi.org/10.1007/978-3-030-86676-1_10
- R Core Team (2022) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Viena, Austria. [URL: <http://www.R-project.org/>]
- Rebstock GA, Abrahms B, Boersma PD (2022) Site fidelity increases reproductive success by increasing foraging efficiency in a marine predator. *Behavioral Ecology* 33(4):868-875. <https://doi.org/10.1093/beheco/arac052>
- Regan CE, Bogdanova MI, Newell M, Gunn C, Wanless S, Harris MP, Langlois Lopez S, Benninghaus E, Bolton M, Daunt F, Searle KR (2024) Seabirds show foraging site and route fidelity but demonstrate flexibility in response to local information. *Movement Ecology* 12(46). <https://doi.org/10.1186/s40462-024-00467-9>
- Ripley B, Venables B, Bates DM, Hornik K, Gebhardt A, Firth D, Ripley MB (2013) Package 'mass'. *Cran r*, 538:113-120. <https://doi.org/10.32614/CRAN.package.MASS>
- Schreiber EA, Burger J (eds) (2001) *Biology of Marine Birds*. CRC Press, Boca Raton. <https://doi.org/10.1201/9781420036305>
- Shimada T, Thums M, Hamann M, Limpus CJ, Hays GC, FitzSimmons NN, Wildermann NE, Duarte CM, Meekan MG (2021) Optimising sample sizes for animal distribution analysis using tracking data. *Methods in Ecology and Evolution* 12(2):288-297. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13506>
- Soanes LM, Arnould JPY, Dodd SG, Milligan G, Green JA (2014) Factors affecting the foraging behaviour of the European shag: Implications for seabird tracking studies. *Marine Biology* 161:1335-1348. <https://doi.org/10.1007/s00227-014-2422-x>
- Soanes LM, Arnould JPY, Dodd SG, Sumner MD, Green JA (2013) How many seabirds do we need to track to define home-range area? *Journal of Applied Ecology* 50(3):671-679. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12069>
- Svagelj WS, Quintana F (2007) Sexual size dimorphism and sex determination by morphometric measurements in breeding Imperial Shags (*Phalacrocorax atriceps*). *Waterbirds* 30(1):97-102. [https://doi.org/10.1675/1524-4695\(2007\)030\[0097:SDDASD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1675/1524-4695(2007)030[0097:SDDASD]2.0.CO;2)
- Swingland IR, Greenwood PJ (eds) (1983) *The ecology of animal movement*. Clarendon Press, Oxford
- Thiollay J-M (2002) Important Bird Areas in Africa and Associated Islands. *Priority Sites for Conservation* 2001. *Biodiversity and Conservation* 11:1697-1698. <https://doi.org/10.1023/A:1016864606424>
- Ward P, Zahavi A (1973) The importance of certain assemblages of birds as "information-centres" for food-finding. *Ibis* 115(4):517-534. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.1973.tb01990.x>
- Watanabe YY, Takahashi A, Sato K, Viviant M, Bost C-A (2011) Poor flight performance in deep-diving cormorants. *Journal of Experimental Biology* 214(3):412-421. <https://doi.org/10.1242/jeb.050161>
- Weimerskirch H (2007) Are seabirds foraging for unpredictable resources? *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* 54(3-4):211-223. <https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2006.11.013>
- Weimerskirch H, Bertrand S, Silva J, Marques JC, Goya E (2010) Use of social information in seabirds: compass rafts indicate the heading of food patches. *PLOS One* 5(3):e9928. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0009928>
- Williams HJ, Taylor LA, Benhamou S, Bijleveld AI, Clay TA, de Grissac S, Demšar U, English HM, Franconi N, Gómez-Laich A, Griffiths RC, Kay WP, Morales JM, Potts JR, Rogerson KF, Rutz C, Spelt A, Trevaill AM, Wilson RP, Börger L (2020) Optimizing the use of biologgers for movement ecology research. *Journal of Animal Ecology* 89(1):186-206. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.13094>
- Wilson RP, Pütz K, Peters G, Culik B, Scolaro JA, Charrassin JB, Ropert-Coudert Y (1997) Long-term attachment of transmitting and recording devices to penguins and other seabirds. *Wildlife Society Bulletin* 25(1): 101-106. <http://www.jstor.org/stable/3783290>
- Wilson RP, Quintana F, Hobson VJ (2012) Construction of energy landscapes can clarify the movement and distribution of foraging animals. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 279(1730):975-980. <https://doi.org/10.1098/rspb.2011.1544>
- Yorio P, Quintana F, Dell'Arciprete P, González-Zevallos D (2010) Spatial overlap between foraging seabirds and trawl fisheries: Implications for the effectiveness of a marine protected area at Golfo San Jorge, Argentina. *Bird Conservation International* 20(3):320-334. <https://doi.org/10.1017/S0959270910000286>

ESTADO DE LAS AVES MIGRATORIAS NEÁRTICAS Y AUSTRALES EN EL ESTADO BRASILEÑO DE ACRE, EN EL SUROESTE DE LA AMAZONIA: CONCLUSIONES EXTRAÍDAS DE LAS CONTRIBUCIONES DE LA CIENCIA CIUDADANA

Alnizia Galdino Pereira¹, Kaylane de Oliveira Silva¹, Luana Alencar¹, Ighor Dienes Mendes² 
& Edson Guilherme^{1,2*} 

¹Laboratório de Ornitologia, Centro de Ciências Biológicas e da Natureza, Universidade Federal do Acre, Rio Branco, Brazil

²Laboratório de Pesquisas Paleontológicas, Centro de Ciências Biológicas e da Natureza, Universidade Federal do Acre, Rio Branco, Brazil

*edson.guilherme@ufac.br

RESUMEN: Las aves migratorias realizan movimientos estacionales entre las zonas de reproducción y las zonas no reproductoras en busca de condiciones climáticas y alimenticias favorables. En América del Sur se reconocen dos grandes sistemas migratorios: el neártico y el austral. El estado brasileño de Acre, situado en el suroeste de la Amazonia, sirve de escala estratégica para ambos grupos, pero las crecientes presiones antropogénicas amenazan estos corredores. Por lo tanto, comprender la dinámica de la migración es esencial para la planificación de la conservación. Este estudio analizó los patrones temporales de las especies de aves migratorias neárticas y australes en Acre y evaluó su grado de superposición temporal. Los datos se obtuvieron de plataformas de ciencia ciudadana, con registros fotográficos filtrados por especie y mes y visualizados mediante mapas de calor. Los registros se clasificaron en meses reproductivos y no reproductivos, y las diferencias se comprobaron mediante la prueba no paramétrica U de Mann-Whitney ($p < 0.05$). Se analizaron un total de 1554 imágenes que representaban 61 especies migratorias (31 neárticas y 30 australes). El Pitotoy Solitario (*Tringa solitaria*) mostró la mayor frecuencia de registros entre los migrantes neárticos, mientras que el Churrinche (*Pyrocephalus rubinus*) prevaleció dentro del grupo austral. El análisis fenológico reveló ventanas estacionales distintas: las aves migratorias neárticas se observaron principalmente entre septiembre y marzo, mientras que las migratorias australes se registraron entre marzo y septiembre, con un solapamiento mínimo. Algunas especies, como el Chiví-chiví (*Vireo chivi*) y Tuquito Gris (*Empidonamus aurantioatrocristatus*), se observaron durante casi todo el año, lo que sugiere estrategias complejas que incluyen la migración parcial o la coexistencia de poblaciones residentes y migratorias. Estos hallazgos ponen de relieve el papel de Acre como corredor migratorio dinámico y demuestran el valor de la ciencia ciudadana en el seguimiento de la biodiversidad aviar en regiones remotas, lo que refuerza su importancia para las estrategias de conservación.

PALABRAS CLAVE: Amazonía, aves, ciencia ciudadana, ruta migratoria

Las aves migratorias realizan movimientos estacionales entre áreas de reproducción y de no reproducción, a menudo abarcando grandes distancias geográficas y zonas ecológicas. Estos movimientos

están impulsados por la necesidad de optimizar el acceso a recursos como alimento, refugio y condiciones climáticas adecuadas (Saunders et al. 2025). En América del Sur, se reconocen dos grandes sistemas

migratorios: las rutas migratorias Neártica y Austral (Sick 1983, Stotz et al. 1992, Chesser 1994, Jahn et al. 2004, Alves 2007). Los migrantes neárticos se reproducen en América del Norte, principalmente en Canadá, Estados Unidos y el norte de México, y migran hacia el sur hacia áreas de invernada en América Central y del Sur, incluido Brasil (Stotz et al. 1992, Valente et al. 2011, Humple et al. 2020). Por el contrario, los migrantes australes se originan en las regiones del sur de América del Sur, como Argentina, Chile y Uruguay, y se desplazan hacia el norte durante el invierno austral para alcanzar zonas tropicales y subtropicales (Sick 1983, Chesser 1994, Cestari 2015).

La Amazonia brasileña, particularmente el estado de Acre, funciona como un importante sitio de parada y destino para especies migratorias tanto neárticas como australes (Guilherme 2012, 2016). Estas aves dependen de un mosaico de hábitats para descansar, alimentarse y reabastecerse durante sus desplazamientos. Sin embargo, las crecientes presiones antropogénicas, como la deforestación, la expansión urbana y el cambio climático, representan amenazas significativas para la integridad de estos corredores migratorios y para la supervivencia de las especies que dependen de ellos (Saunders et al. 2025).

Comprender la dinámica espacial y temporal de las rutas migratorias es fundamental para desarrollar estrategias de conservación efectivas. La conectividad migratoria, que vincula poblaciones reproductivas y no reproductivas a lo largo de distintas regiones, es un concepto clave para identificar áreas prioritarias para la protección y restauración de hábitats (Saunders et al. 2025).

Las iniciativas de ciencia ciudadana se han vuelto cada vez más importantes para el monitoreo de poblaciones de aves migratorias, particularmente en regiones con cobertura científica limitada, y también permiten realizar predicciones precisas de las rutas migratorias (Fuentes et al. 2023). Plataformas como eBird han generado conjuntos de datos extensos que permiten a los investigadores evaluar el momento de la migración, la distribución y el uso de hábitat en áreas remotas de América del Norte, Europa, África, Asia y Oceanía (Sullivan et al. 2014). Por ejemplo, los datos de eBird han sido utilizados para evaluar la ecología de los sitios de parada y la fenología migratoria en regiones boreales y árticas de América del Norte, donde los relevamientos tradicionales presentan dificultades logísticas (La Sorte et al. 2016). En África, los registros de ciencia ciudadana han contribuido al monitoreo de migrantes paleárticos en Kenia, proporcionando información sobre el uso de hábitat

y los cambios en la distribución geográfica a lo largo del tiempo (Nussbaumer et al. 2024). En Oceanía, la ciencia ciudadana ha revelado una diversidad migratoria oculta en el este de Australia, mucho mayor de lo previamente reconocido, incluyendo especies con escasa protección legal (Shi et al. 2025). En conjunto, estos aportes demuestran cómo la ciencia ciudadana puede complementar el monitoreo profesional, permitiendo evaluaciones robustas y a gran escala de las tendencias poblacionales y del uso de hábitat en áreas remotas a nivel mundial. Asimismo, las iniciativas de ciencia ciudadana han demostrado ser valiosas para el monitoreo de poblaciones de aves migratorias en regiones como Acre, donde la cobertura científica formal puede ser limitada (Guilherme 2012, 2016). Estos esfuerzos ayudan a cubrir vacíos críticos de información y a respaldar evaluaciones a gran escala de las tendencias poblacionales y del uso de hábitat (Humple et al. 2020, Barbosa et al. 2021).

En este contexto, el objetivo principal de este estudio fue evaluar la dinámica estacional del flujo migratorio de especies de aves neárticas y australes en el estado brasileño de Acre. Específicamente, el estudio buscó determinar los patrones temporales de ocurrencia de estos grupos migratorios y evaluar si las especies neárticas y australes coocurren (simpatria) en la región o si utilizan el área en períodos distintos, revelando así estrategias migratorias segregadas temporalmente.

MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se centró en los límites territoriales del estado brasileño de Acre (Fig. 1). El estado de Acre abarca una superficie de 164,221.36 km² y limita internacionalmente con Perú y Bolivia, y a nivel nacional con los estados de Amazonas y Rondônia (Acre 2015). El territorio está atravesado por dos grandes ríos: el Juruá, que fluye por la región occidental, y el Purus, que cruza el área central (Guilherme 2012, 2016). El clima es ecuatorial húmedo, con precipitaciones anuales que oscilan entre 1400 y 3000 mm, concentradas principalmente entre noviembre y abril (Acre 2014). La vegetación predominante consiste en selva densa de *terra firme*, con áreas dominadas por bambúes (*Guadua* sp.) y palmeras, así como bosques de várzea estacionalmente inundables que se desarrollan a lo largo de las planicies aluviales de los ríos principales (Daly & Silveira 2008, Guilherme 2016). La región oriental del estado, donde se encuentra la capital Rio Branco, es la más densamente poblada y

presenta la mayor presión antropogénica, con impactos significativos sobre los ecosistemas naturales debido a la expansión urbana, la agricultura y las actividades extractivas (Acre 2015).

Recolección de datos

Llevamos a cabo la documentación de aves migratorias dentro del estado de Acre mediante la recopilación de imágenes de especies provenientes de tres plataformas principales de ciencia ciudadana: (a) iNaturalist (2025); (b) WikiAves (2025); y (c) eBird (2025). Estas plataformas alojan miles de fotografías

aportadas por más de 50,000 voluntarios. Para nuestro relevamiento, utilizamos las herramientas de búsqueda avanzada provistas por cada plataforma para filtrar imágenes de especies de aves migratorias neárticas y australes registradas en Acre. Restringimos nuestra búsqueda exclusivamente a fotografías de ejemplares, mientras que no consideramos videos, grabaciones de audio ni evidencias indirectas como imágenes de huellas o plumas. Para asegurar la consistencia con registros previos, utilizamos el conjunto de datos presentado en la Tabla 3 de Guilherme (2016), que enumera todas las especies migratorias neárticas y australes documentadas previamente en el estado

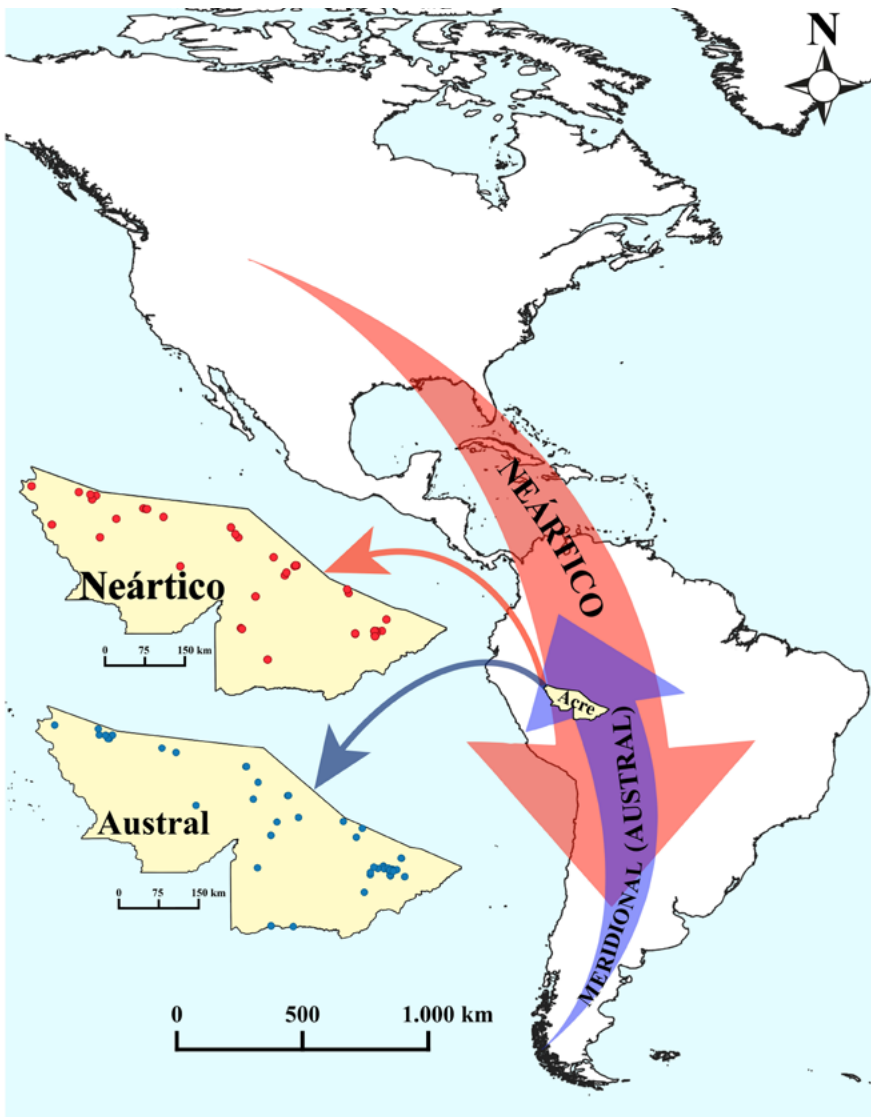


Figura 1. Ubicación geográfica del estado brasileño de Acre en relación con las principales rutas migratorias de aves neárticas y australes a lo largo de las Américas. Los mapas detallados de Acre muestran los sitios donde se registró al menos una especie migratoria. Los puntos rojos (Neárticos) y azules (Australes) indican las localidades donde se registró al menos una imagen de una especie migratoria. Las flechas principales indican los flujos migratorios entre hemisferios, destacando el rol estratégico de Acre como corredor ecológico para las aves migratorias.

de Acre durante un período de 65 años, entre 1951 y 2016. Al emplear esta referencia integral, nuestra selección de imágenes se limitó al número exacto de especies reportadas en ese estudio, proporcionando así una base confiable para el análisis.

Curación de datos

Ordenamos las fotografías seleccionadas cronológicamente, desde los registros más antiguos hasta los más recientes. Posteriormente, evaluamos las imágenes recuperadas para determinar su elegibilidad para su inclusión en nuestro conjunto de datos. Establecimos la elegibilidad de cada registro a partir de la presencia confirmada del ave, verificada mediante evidencia fotográfica dentro de los límites del estado, respaldada por datos de localización a nivel municipal. Incorporamos cada registro válido como una fila en una planilla de Excel, que posteriormente utilizamos para generar gráficos comparativos que ilustraran la presencia de especies en el estado. Organizamos las imágenes por nombre de especie incluyendo datos como ser el URL de la foto, plataforma de origen, usuario, fecha, municipio, localidad específica, coordenadas geográficas, tipo de hábitat y observaciones adicionales. Excluimos algunas imágenes debido a información redundante (mismo usuario, fecha y ubicación). Las fotografías más antiguas recuperadas datan de 2008 y se extienden hasta julio de 2025. Este rango temporal proporciona una perspectiva longitudinal valiosa sobre la ocurrencia y distribución de especies de aves migratorias en Acre, permitiendo identificar patrones y posibles cambios en el comportamiento migratorio a lo largo del tiempo, particularmente entre las especies más frecuentemente fotografiadas en años sucesivos. Relevamos 61 especies migratorias, incluyendo 30 australes y 31 neárticas (ver Tabla 3 en Guilherme 2016). La nomenclatura científica siguió la de AviList (AviList Core Team 2025).

Procesamiento de datos

Fenología: Para visualizar y obtener una comprensión general de la distribución temporal de los migrantes neárticos y australes en Acre, construimos un mapa de calor utilizando el software RStudio (versión 12.1; R Core Team. 2024). Visualizamos la ocurrencia de diferentes especies a lo largo de los meses durante los últimos 16 años y medio (2008 a julio de 2025). Organizamos los datos en una matriz de registros que representa el número de imágenes mensuales para cada especie. Definimos el orden cronológico de los meses manualmente para garantizar la consistencia

temporal. Generamos el mapa de calor mediante una función específica, utilizada para representar cada celda de la matriz. Definimos la escala de relleno utilizando una paleta de colores que varía desde tonos claros (indicando recuentos mínimos de registros) hasta tonos oscuros (indicando recuentos máximos). El gradiente interpolado permitió una transición suave entre los valores mínimos y máximos, mejorando la percepción visual de los patrones de intensidad. Clasificamos todas las imágenes de cada especie obtenidas dentro del estado en meses reproductivos y no reproductivos para evaluar la variación estacional en la ocurrencia de las especies. Basamos la categorización de las especies migratorias en períodos reproductivos y no reproductivos a partir de Birds of the World (Billerman et al. 2026). Esta clasificación permitió identificar los meses asociados con actividad reproductiva documentada frente a aquellos sin evidencia de reproducción. Evaluamos las diferencias estadísticas en el número de imágenes registradas durante los meses reproductivos y no reproductivos mediante la prueba no paramétrica de Mann-Whitney U, considerando significativo un umbral de $p < 0.05$ (Nachar 2008). Realizamos el análisis sobre 45 especies representadas en el mapa de calor, asegurando una cobertura integral de los taxones migratorios incluidos en el conjunto de datos. Llevamos a cabo los procedimientos estadísticos utilizando el software PAST versión 3.24 (Hammer et al. 2001). El conjunto de datos utilizado en este estudio está disponible en la plataforma Mendeley Data (Pereira et al. 2026).

Minimización de sesgos en series temporales de largo plazo: La presencia y ausencia de especies pueden permitir inferir patrones migratorios dentro de la región (Somveille et al. 2013, Dennis et al. 2025). Sin embargo, incorporar el número de registros fotográficos por mes añade una dimensión valiosa, reflejando potencialmente fluctuaciones en la abundancia relativa de individuos a lo largo del año. Si bien reconocemos el sesgo inherente en los datos de ciencia ciudadana, en particular la naturaleza oportunista de las observaciones que puede incrementarse durante períodos de mayor actividad de campo (Zhang et al. 2025), por ejemplo, durante la estación seca en Acre cuando las áreas rurales se vuelven más accesibles por carretera, consideramos que los conjuntos de datos de largo plazo pueden mitigar estos efectos y permitir la detección de tendencias ecológicas robustas (Strien et al. 2013, Kelling et al. 2019, Johnston et al. 2021). Además, los análisis comparativos entre plataformas como eBird e iNaturalist han demostrado patrones estacionales consistentes en la ocurrencia de aves, a

pesar de las diferencias en los perfiles de los usuarios y en los métodos de recolección de datos (Carroll et al. 2025). Por lo tanto, es probable que las representaciones gráficas de los registros mensuales de especies migratorias reflejen la dinámica poblacional real más que simplemente el esfuerzo de observación (Koh & Opitz 2024). Este enfoque fortalece nuestra capacidad para identificar ciclos de llegada, residencia y partida, y resalta el posible solapamiento temporal entre migrantes australes y neárticos en Acre.

RESULTADOS

Analizamos un total de 1554 imágenes (1540 incluidas y 14 excluidas). De las imágenes incluidas, tomamos 495 (32.1%) entre noviembre y abril, correspondientes a la estación lluviosa, mientras que tomamos 1045 (67.9%) entre mayo y octubre, correspondientes a la estación seca. El conjunto de datos incluyó 675 migrantes neárticos y 879 migrantes australes. Entre las 31 especies migratorias neárticas previamente registradas en Acre, 10 (Pato Media Luna, *Spatula discors*; Playerito Unicolor, *Calidris bairdii*; Playerito Menor, *Calidris minutilla*; Zorzalito Cara Gris, *Catharus minimus*; Cuculillo Ojo Colorado, *Coccyzus erythrophthalmus*; Reinita de Connecticut, *Oporornis agilis*; Golondrina Tijerita, *Hirundo rustica*; Gaviota Reidora, *Leucophaeus atricilla*; Falaropo Común, *Phalaropus tricolor*; y Golondrina Zapadora, *Riparia riparia*) no presentaron imágenes registradas en ninguna de las plataformas. Tres especies (Aguilucho Langostero, *Buteo swainsoni*; Playero Picudo, *Calidris himantopus*; y Burlisto Oliváceo, *Contopus cooperi*) fueron registradas exclusivamente en una plataforma (WikiAves), mientras que Aguilucho Alas Anchas (*Buteo platypterus*), Playero Canela (*Calidris subruficollis*) y Piranga Roja (*Piranga rubra*) se encontraron únicamente en las plataformas WikiAves e iNaturalist. Entre las 31 especies de migrantes neárticos analizadas, 14 mostraron baja o nula representación en las plataformas. De estas, seis especies no presentaron registros: Vencejo de Tormenta (*Chaetura meridionalis*), Burlisto Chico (*Contopus cinereus*), Atajacaminos Tijera (*Hydropsalis torquata*), Fiofío Corona Dorada (*Myiopagis viridicata*), Doradito Oliváceo (*Pseudocolopteryx acutipennis*) y Golondrina Barranquera (*Pygochelidon cyanoleuca*). Tres especies (Ñacundá, *Chordeiles nacunda*; Fiofío Silbón, *Elaenia albiceps*; y Becasina de Bañado, *Gallinago paraguaiiae*) fueron registradas únicamente en la plataforma WikiAves, y cinco (Fiofío Pico Corto, *Elaenia parvirostris*; Mosqueta Estriada, *Myiophobus fasciatus*; Golondrina Negra, *Progne elegans*; Tirano Gorjiblanco, *Tyrannus albogularis*; y Cuculillo Chico,

Coccyua cinerea) se encontraron solo en las plataformas WikiAves y eBird.

Especies más frecuentemente fotografiadas

Los registros fotográficos de aves migratorias en Acre muestran que, entre los migrantes neárticos, Pitotoy Solitario (*Tringa solitaria*) fue la especie más fotografiada, con 157 imágenes, registrada durante todo el año pero más frecuentemente entre agosto y diciembre (Fig. 2A). Playerito Pectoral (*Calidris melanotos*) presentó 89 registros, presente entre agosto y diciembre (Fig. 2B). Burlisto Boreal (*Contopus virens*) apareció en casi todos los meses, con un pico en noviembre con 83 imágenes (Fig. 2C). Finalmente, Suirirí Boreal (*Tyrannus tyrannus*) presentó 80 registros, ocurriendo entre septiembre y mayo y ausente entre junio y agosto (Fig. 2D). Entre los migrantes australes, Churrinche (*Pyrocephalus rubinus*) fue la especie más fotografiada, con 239 imágenes, presente entre abril y octubre (Fig. 2E). Tijereta (*Tyrannus savana*) presentó 100 registros, presente durante la estación lluviosa (Enero-Abril) y la estación seca (Julio-Octubre; Fig. 2F). Tuquito Gris (*Empidonomus aurantioatrocrisatus*) registró 96 imágenes, presente entre febrero y noviembre y ausente solo en Diciembre-Enero (Fig. 2G). Chiví-chiví (*Vireo chivi*) totalizó 80 registros, presente entre marzo y noviembre y en enero, ausente en Diciembre-Febrero (Fig. 2H).

Fenología

El mapa de calor reveló un patrón migratorio claro con cierto solapamiento entre especies de aves migratorias neárticas y australes (Fig. 3). Las especies neárticas típicamente llegan al estado de Acre durante la segunda mitad del año, entre septiembre y octubre, y se retiran hacia marzo. En contraste, las especies australes comienzan a llegar en marzo y abril, permaneciendo hasta septiembre u octubre (Fig. 3). La prueba de Mann-Whitney U reveló diferencias estadísticamente significativas en los patrones de ocurrencia temporal para el 47.6% de los migrantes neárticos (Fig. 3). En contraste, entre los migrantes australes solo el 8.3% mostró diferencias significativas, aunque dos especies (Tuquito Rayado, *Empidonomus varius*, y Chiví-chiví) se encontraron en el umbral de significancia estadística (Fig. 3).

DISCUSIÓN

Las aves migratorias tanto de las regiones Australes como Neárticas presentan movimientos estacionales hacia el norte de América del Sur, incluido el estado

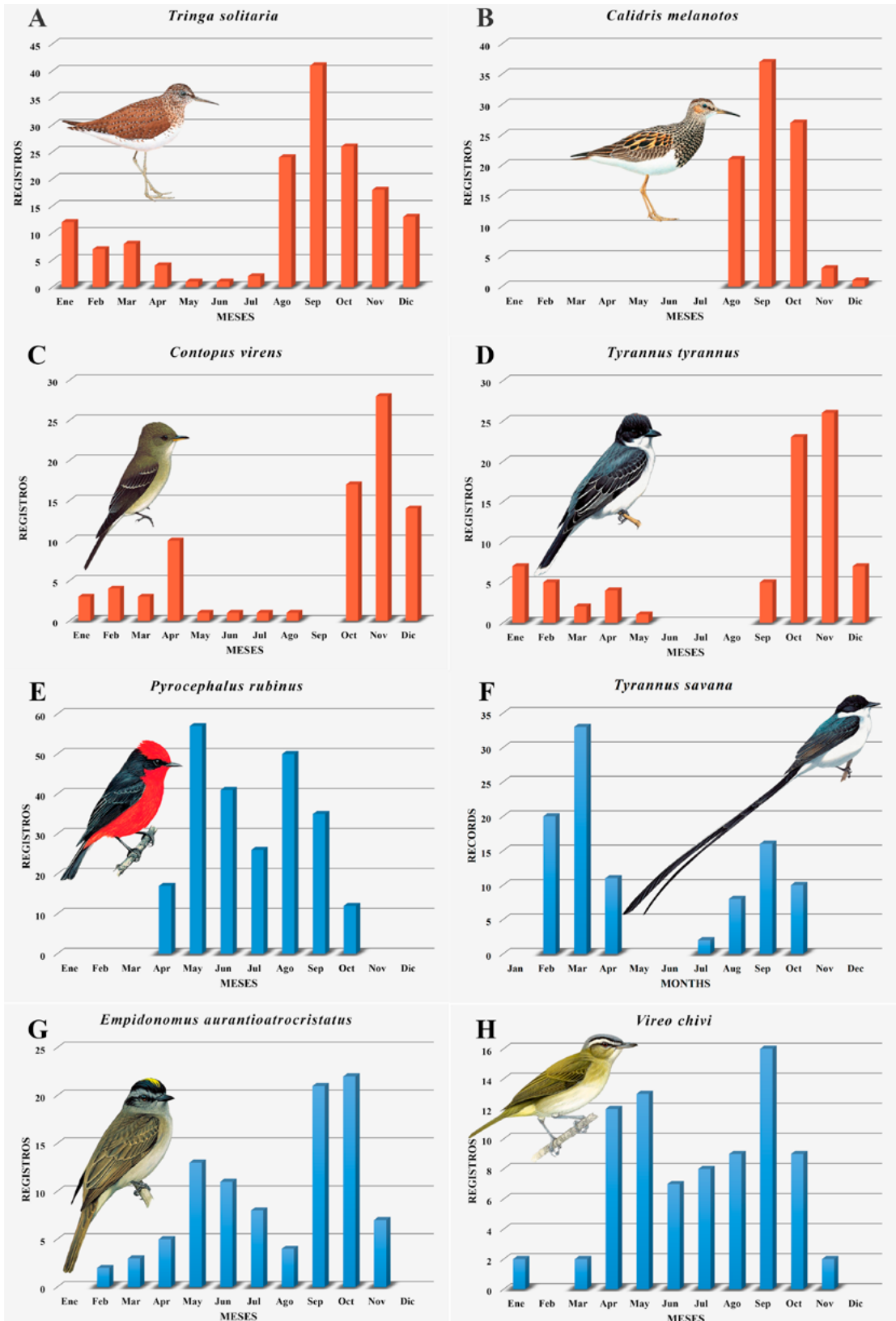


Figura 2. Distribución temporal de las cuatro especies de aves migratorias neárticas y australes más frecuentemente fotografiadas en el estado de Acre entre 2008 y julio de 2025. Registros para A-D aves neárticas y E-H aves australes. Créditos de las ilustraciones de aves: Farmer et al. (2020), Jahn & Tuero (2020), Kirwan (2020), Moskoﬀ (2020), Murphy & Pyle (2020), Robb (2020), Watt et al. (2020) y Ellison et al. (2021).

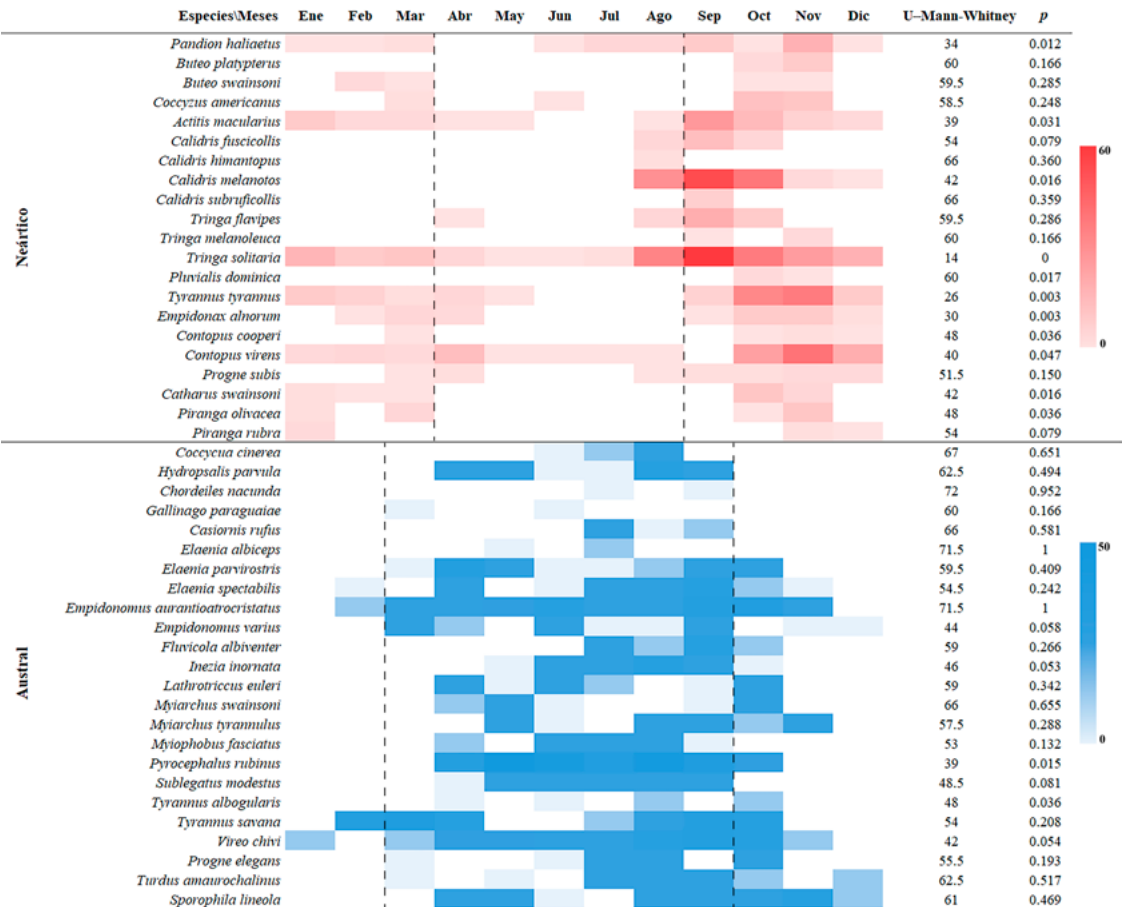


Figura 3. Mapa de calor de la fenología migratoria de especies de aves neárticas y australes en el estado de Acre entre 2008 y julio de 2025. La intensidad del color representa la frecuencia mensual de registros fotográficos para cada especie. Las líneas punteadas indican periodos de solapamiento temporal mínimo entre especies migratorias neárticas y australes, destacando patrones estacionales de ocurrencia diferenciados en la región. Las dos últimas columnas muestran los estadísticos de la prueba de Mann-Whitney U y el p-valor correspondiente.

de Acre, en respuesta a condiciones climáticas y ecológicas favorables. Esto explica su presencia durante todo el año en la región. Durante el otoño e invierno australes, el sur de América del Sur experimenta temperaturas más bajas y una menor disponibilidad de alimento, lo que impulsa a las especies australes a desplazarse hacia el norte (Joseph 1996, Jahn et al. 2004). De manera similar, las especies neárticas abandonan la América del Norte templada durante su otoño e invierno, buscando climas más cálidos y áreas de forrajeo más ricas en los trópicos (Silveira et al. 2021, El Hindi et al. 2023). El estudio de este fenómeno en la región Neotropical se ha visto ampliamente facilitado por las extensas bases de datos proporcionadas por plataformas de ciencia ciudadana, que permiten investigaciones a gran escala geográfica sin grandes desafíos logísticos ni altos costos operativos (Schubert et al. 2019, Jahn et al. 2020). Los resultados han revelado patrones migratorios consistentes en aves a lo largo de distintas regiones de América del

Sur, similares a los observados en el presente estudio (Schubert et al. 2019, Barbosa et al. 2021, Thibaudier et al. 2025). Aunque un posible sesgo de trabajar con imágenes en Acre es que más observadores visitan el estado durante los meses más secos —reflejado en que más del 50% de las imágenes fueron obtenidas en este período—, aún así fue posible detectar un patrón migratorio claro en las especies neárticas, que ocurren en el estado durante la estación lluviosa. Consideramos que esto fue posible porque el conjunto de datos abarcó un largo período de muestreo de más de 15 años, como se discutió previamente en relación con los sesgos inherentes a los datos de ciencia ciudadana (Pereira et al. 2026). Un sesgo adicional en nuestro estudio puede explicar por qué Churrinche y Tijereta representaron el mayor número de fotografías. Ambas especies son aves migratorias asociadas a ambientes abiertos y se sabe que utilizan ambientes urbanos y periurbanos durante sus desplazamientos estacionales (Jahn et al. 2016, Thibaudier et al. 2025).

Este comportamiento ecológico incrementa su visibilidad y accesibilidad para los observadores, facilitando así su documentación y la obtención de imágenes en comparación con especies que permanecen restringidas a ambientes boscosos.

Entre las aves neárticas, Pitotoy Solitario fue la única especie de Scolopacidae registrada en Acre durante todos los meses del año. No obstante, su patrón migratorio resultó estadísticamente significativo, dado que durante los meses reproductivos de mayo y junio (Moskoff 2020) solo se documentó una imagen en cada mes dentro de los límites de Acre a lo largo de los últimos 17 años, en marcado contraste con el número considerablemente mayor de registros obtenidos durante los meses no reproductivos (Fig. 3). Esta especie es observada con frecuencia en el Campus de la Universidad Federal de Acre, forrajeando en los bordes de lagunas ya sea sola o en pequeños grupos (Guilherme 2001, 2016). Individuos anillados con colores observados en el campus en años posteriores sugieren que permanecen localmente por más de un verano (EG obs. pers.). Estas aves se reproducen en regiones de altas latitudes del hemisferio norte y, en su mayoría, migran a lo largo de áreas costeras, donde se encuentran sitios con grandes concentraciones de individuos (Campos et al. 2008, Valente et al. 2011, Somenzari et al. 2018). El Playero Manchado (*Actitis macularius*) estuvo presente en Acre durante 10 meses, excepto en junio y julio, que corresponden al pico de la temporada reproductiva de la especie en la América del Norte templada, particularmente en Estados Unidos (Reed et al. 2020). Las demás aves playeras (e.g., *Calidris* sp.) estuvieron presentes en Acre únicamente durante el período de invernada esperado en Brasil, entre los meses de agosto y diciembre (Fig. 3; Valente et al. 2011, Somenzari et al. 2018). El Burlisto Boreal migra desde el este de América del Norte, a través de América Central, para invernar en el oeste de la Amazonia (Watt et al. 2020) y también puede alcanzar regiones del Brasil central (Somenzari et al. 2018). Watt et al. (2020) identifican dos períodos migratorios: uno en primavera y otro en otoño, lo que explica su presencia en Acre durante casi todos los meses del año, excepto septiembre (Fig. 3). El Suirirí Boreal se reproduce en el norte de Estados Unidos y Canadá y migra hacia los bosques de América del Sur durante el invierno boreal (Murphy & Pyle 2020). Esta especie realiza migraciones tanto en primavera como en otoño (Murphy & Pyle 2020), al igual que el Burlisto Boreal, lo que explica su presencia en Acre de enero a abril y de septiembre a diciembre, con un pico de registros en octubre y noviembre, coincidiendo con

los meses de invierno en las áreas de reproducción.

Algunas especies, como el Churrinche, ocupan un amplio rango en América del Sur, Central y del Norte, abarcando 12 subespecies, algunas residentes y otras migratorias (Carmi et al. 2016). El migrante austral que alcanza el estado de Acre corresponde a la subespecie nominal: *P. r. rubinus* (Carmi et al. 2016, Canassa 2022, Thibaudier et al. 2025). Según Sick (1983), *P. r. rubinus* inicia su actividad migratoria hacia mediados de enero, partiendo desde Argentina hacia el norte de América del Sur. Datos recientes de ciencia ciudadana indican que esta especie inverna entre mayo y agosto, con migración hacia el norte en marzo y abril, y retorno hacia el sur entre septiembre y octubre (Thibaudier et al. 2025). La presencia de Churrinche en el estado de Acre entre abril y octubre es consistente con estos resultados. Entre las especies migratorias australes, esta fue la que mostró el patrón migratorio más claro, con registros en Acre restringidos a los meses de invernada (Fig. 3). Los datos indicaron que la Tijereta migra hacia Acre en dos estaciones distintas: la estación lluviosa y la estación seca (Fig. 2F). Según Jahn et al. (2016), los individuos de esta especie presentan dos períodos migratorios principales: una migración otoñal que involucra aves que se reproducen en el sudeste de Brasil y migran hacia el norte de América del Sur, y una migración primaveral que involucra individuos que se reproducen en Argentina y migran hacia el noroeste de América del Sur. Este patrón dual ayuda a explicar las dos oleadas migratorias observadas en Acre: una entre febrero y abril, y otra entre julio y octubre, correspondientes al momento de los movimientos post-reproductivos y pre-reproductivos dentro de América del Sur (Jahn et al. 2013, Jahn et al. 2016). Estas migraciones intratropicales reflejan la diversidad más amplia de estrategias migratorias entre los migrantes australes neotropicales, que a menudo invernan al norte de sus áreas de reproducción y pueden utilizar múltiples sitios de parada o de invernada (Chesser 1994, Jahn et al. 2004). El Tuquito Gris y el Chiví-chiví han sido fotografiados en el estado de Acre durante casi todo el año (Fig. 3). Según Jahn et al. (2004), el Tuquito Gris presenta un tipo de migración conocida como migración parcial en 'salto de rana', en la cual algunos individuos de la población son migratorios mientras que otros son residentes. Consideramos que este patrón también explica la presencia anual del Chiví-chiví en Acre.

Fenología

Este conjunto de datos de largo plazo nos permitió identificar ventanas estacionales diferenciadas de ocurrencia para cada grupo migratorio, con cierto

solapamiento en sus períodos de máxima actividad. Los migrantes neárticos suelen llegar a Acre durante la segunda mitad del año, con una concentración de registros entre septiembre y octubre. Estas especies permanecen en la región hasta marzo, tras lo cual su presencia disminuye marcadamente. Este patrón coincide con sus rutas migratorias desde América del Norte hacia América del Sur durante el invierno boreal. En contraste, los migrantes australes comienzan a llegar a Acre en marzo y abril, coincidiendo con el final de la estación lluviosa, y permanecen hasta septiembre u octubre. Su ciclo migratorio refleja movimientos dentro de América del Sur, a menudo entre áreas de reproducción en el sur y áreas no reproductivas en el norte.

Las diferencias estacionales fueron más evidentes entre las especies neárticas. Esto indica un patrón migratorio claro en la región de estudio, donde la probabilidad de observar estas especies aumenta significativamente durante los meses no reproductivos. Para ciertas especies neárticas en las que no se detectó un patrón significativo, atribuimos este resultado al bajo número de registros disponibles en las plataformas analizadas, como Aguilucho Langostero, Playero Picudo, Playerito Canela, Pitotoy Grande (*Tringa melanoleuca*) y Piranga Roja, todas representadas por menos de diez imágenes durante el período de muestreo. Entre las especies australes, no se observaron diferencias estacionales significativas para la mayoría de los taxones. En algunos casos, esto también se debió a un muestreo limitado, como en Becasina de Bañado, Ñacundá, Cuclillo Chico, Fiofio Silbón y Burlisto Castaño (*Casiornis rufus*). Sin embargo, la ausencia de diferencias estacionales podría explicarse de manera más convincente por la presencia de poblaciones residentes que permanecen en la región durante todo el año, como se ha documentado para Chiví-chiví y Tuquito Gris (Jahn et al. 2004, Schulenberg et al. 2007, Somenzari et al. 2018), o por especies que presentan patrones migratorios más complejos, como dos períodos migratorios diferenciados, como se observa en Tijereta (Jahn et al. 2016). Otra explicación plausible se relaciona con la condición física de los individuos: juveniles o aves debilitadas podrían no ser capaces de iniciar la migración de retorno después de la temporada reproductiva, permaneciendo más tiempo en el área para alimentarse y acumular reservas energéticas. Estos individuos generalmente retoman la migración en la siguiente temporada una vez que están físicamente preparados. La confirmación de este patrón requerirá estudios de campo sistemáticos capaces de monitorear tanto poblaciones migratorias

como individuos que no regresan a las áreas de reproducción. De validarse, este comportamiento tendría implicancias importantes para la ecología migratoria y las estrategias de conservación, resaltando la necesidad de proteger hábitats utilizados más allá de las ventanas migratorias tradicionales (Jahn et al. 2020).

CONCLUSIÓN

El estado de Acre funciona como un refugio estacional y un corredor estratégico para las aves migratorias, sosteniendo la conectividad ecológica a lo largo de las Américas. Los migrantes neárticos, particularmente las aves playeras, utilizan los ríos y planicies de inundación de la cuenca amazónica como sitios clave de parada e invernada durante sus desplazamientos hacia el sur (Linscott et al. 2024), mientras que los migrantes australes del sur de América del Sur dependen de los bosques y humedales de Acre durante la temporada no reproductiva. El clima cálido y húmedo de Acre se ajusta a los requerimientos ecológicos de algunas especies migratorias australes adaptadas a condiciones tropicales de tierras bajas (Joseph 1996), reforzando su rol como refugio dentro de la cuenca amazónica (Valente et al. 2011, Guilherme 2012, 2016). La presencia alternada de estos dos grupos migratorios, con un solapamiento temporal limitado, reduce la competencia interespecífica y destaca la doble importancia de Acre como una zona de convergencia hemisférica. La degradación de los humedales, zonas ribereñas, bosques de inundación y bosques de *terra firme* de Acre afectaría simultáneamente a los sistemas migratorios neárticos y australes, subrayando la urgencia de integrar a Acre en marcos de conservación transnacionales que protejan la biodiversidad y la resiliencia ecológica a escala continental, siendo fundamental no solo para sostener la conectividad migratoria, sino también para garantizar la resiliencia a largo plazo de la Amazonia en su conjunto (Leal Filho et al. 2025).

AGRADECIMIENTOS

A. G. Pereira y K. O. Silva agradecen el apoyo del CNPq y de la Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação de la Universidade Federal do Acre (UFAC) por el otorgamiento de becas de investigación de grado; I. D. Mendes agradece el apoyo del CNPq por el otorgamiento de una beca de especialista visitante. Lxs autorxs también agradecen al Prof. Dr. Eder F. Morato (UFAC) por las discusiones sobre el tratamiento estadístico de los datos.

REFERENCIAS

- Acre, Governo do Estado (2014) Caderno das Unidades de Gestão de Recursos Hídricos do Acre / Secretaria de Estado do Meio Ambiente. Rio Branco: SEMA
- Acre, Governo do Estado (2015) Zoneamento Ecológico-Econômico do Estado do Acre, Fase II. Rio Branco: SEMA
- Alves MAS (2007) Sistemas de migrações de aves em ambientes terrestres no Brasil: exemplos, lacunas e propostas para o avanço do conhecimento. *Revista Brasileira de Ornithologia* 15(2):231-238
- AviList Core Team (2025) AviList: The Global Avian Checklist, v2025. <https://doi.org/10.2173/avilist.v2025>
- Barbosa KVC, Develey PF, Ribeiro MC, Jahn AE (2021) The contribution of citizen science to research on migratory and urban birds in Brazil. *Ornithology Research* 29:1-11. <https://doi.org/10.1007/s43388-020-00031-0>
- Billerman SM, Keeney BK, Kirwan GM, Medrano F, Sly ND, Smith MG (2026) Birds of the World. Cornell Laboratory of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow>
- Campos CEC, Naiff RH, Araújo AS (2008) Censo de aves migratórias (Charadriidae e Scolopacidae) da Porção Norte da Bacia Amazônica, Macapá, Amapá, Brasil. *Ornithologia* 3:38-46
- Canassa GG (2022) Migração austral do Príncipe (*Pyrocephalus rubinus*: Aves): uma avaliação através da ciência cidadã. Universidade Estadual Paulista, Rio Claro. [URL: <http://hdl.handle.net/11449/216499>]
- Carmi O, Witt CC, Jaramillo A, Dumbacher JP (2016) Phylogeography of the Vermilion Flycatcher species complex: multiple speciation events, shifts in migratory behavior, and an apparent extinction of a Galápagos-endemic bird species. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 102:152-173. <https://doi.org/10.1016/j.ympev.2016.05.029>
- Carroll C, Furrow RE, Gerhart LM (2025) Consistency and Validity of Participatory Science Data: A Comparison of Seasonality Patterns of Northern California and Nevada Birds Across eBird and iNaturalist. *Citizen Science: Theory and Practice* 10(1):1-14. <https://doi.org/10.5334/cstp.825>
- Cestari C (2015) Coexistence between Nearctic-Neotropical migratory shorebirds and humans on urban beaches of the Southern Hemisphere: a current conservation challenge in developing countries. *Urban Ecosystems* 18:285-291. <https://doi.org/10.1007/s11252-014-0399-3>
- Chesser RT (1994) Migration in South America: an overview of the austral system. *Bird Conservation International* 4(2-3):91-107. <https://doi.org/10.1017/S0959270900002690>
- Daly DC, Silveira M (2008) Primeiro catálogo da flora do Acre, Brasil. Editora da Universidade Federal do Acre – Edufac. Rio Branco, Acre. Pp. 42
- Dennis EB, Diana A, Matechou E, Morgan BJ (2025) Efficient statistical inference methods for assessing changes in species' populations using citizen science data. *Journal of the Royal Statistical Society Series A: Statistics in Society* 188(3):641-657. <https://doi.org/10.1093/jrssa/qnae105>
- eBird (2025) eBird: An online database of bird distribution and abundance (web application). eBird, Cornell Lab of Ornithology, Ithaca. [URL: <http://www.ebird.org>]
- El Hindi TS, Jahn AE, Tuero DT, Pizo MA, Silveira NSD (2023) Projected population- and season-dependent impacts of climate change on a migratory songbird in South America. *Frontiers in Bird Science* 2:1214458. <https://doi.org/10.3389/fbirds.2023.1214458>
- Ellison KS, Wolf BO, Jones SL (2021) Vermilion Flycatcher (*Pyrocephalus rubinus*), version 1.1. In: Poole AF (ed) Birds of the World. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.verfly.01.1>
- Farmer A, Holmes RT, Pitelka FA (2020) Pectoral Sandpiper (*Calidris melanotos*), version 1.0. In: Billerman SM (ed) Birds of the World. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.pecsan.01>
- Fuentes M, Van Doren BM, Fink D, Sheldon D (2023) BirdFlow: Learning seasonal bird movements from eBird data. *Methods in Ecology and Evolution* 14(3):923-938. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.14052>
- Guilherme E (2001) Comunidade de Aves do Campus e Parque Zoológico da Universidade Federal do Acre, Brasil. *Tangara* 1(2):57-73
- Guilherme E (2012) Birds of the Brazilian state of Acre: Diversity, zoogeography, and conservation. *Revista Brasileira de Ornithologia* 20(4):393-442. [URL: <http://www.revbrasilornitol.com.br/BJO/article/view/0149>]
- Guilherme E (2016) Aves do Acre. Editora da Universidade Federal do Acre – Edufac. Rio Branco, Acre. Pp. 897
- Hammer Ø, Harper DA (2001) Past: paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1):1-9. [URL: http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.html]
- Humple DL, Cormier RL, Richardson TW, Burnett RD, Seavy NE, Dybala KE, Gardali T (2020) Migration tracking reveals geographic variation in the vulnerability of a Nearctic-Neotropical migrant bird. *Scientific Reports* 10:5483. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-62132-6>
- iNaturalist (2025) iNaturalist: an online social network of people sharing biodiversity information to help each other learn about nature. [URL: <https://www.inaturalist.org/>] (10/09/2025)

- Jahn AE, Levey DJ, Smith KG (2004) Reflections across hemispheres: Austral migration is key to a system-wide approach to New World bird migration. *The Auk* 121(4):1005-1013. <https://doi.org/10.1093/auk/121.4.1005>
- Jahn AE, Levey DJ, Cueto VR, Ledezma JP, Tuero DT, Fox JW, Masson D (2013) Long-distance bird migration within South America revealed by light-level geolocators. *The Auk* 130(2):223-229. <https://doi.org/10.1525/auk.2013.12077>
- Jahn AE, Seavy NE, Bejarano V, Benavides Guzmán M, Provinciano ICC, Pizo MA, MacPherson M (2016) Intra-tropical migration and wintering areas of Fork-tailed Flycatchers (*Tyrannus savana*) breeding in São Paulo, Brazil. *Revista Brasileira de Ornitologia* 24(2):116-121
- Jahn AE, Cueto VR, Fontana CS, Guaraldo AC, Levey DJ, Marra PM, Ryder TB (2020) Bird migration within the Neotropics. *The Auk* 137(4):ukaa033. <https://doi.org/10.1093/auk/ukaa033>
- Jahn AE, Tuero DT (2020) Fork-tailed Flycatcher (*Tyrannus savana*), version 1.0. In: Schulenberg TS (ed) *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.fotfly.01>
- Johnston A, Hochachka WM, Strimas-Mackey ME, Gutierrez VR, Robinson OJ, Miller ET, Auer T, Kelling ST, Fink D (2021) Analytical guidelines to increase the value of community science data: An example using eBird data to estimate species distribution. *bioRxiv*:574392. *Diversity and Distributions* 27:1265-1277. <https://doi.org/10.1111/ddi.13271>
- Joseph L (1996) Preliminary climatic overview of migration patterns in South American austral migrant passerines. *Ecotropica* 2(2):185-193
- Kelling S, Johnston A, Bonn A, Fink D, Ruiz-Gutierrez V, Bonney R, Fernandez M, Hochachka WM, Julliard R, Kraemer R, Guralnick R (2019) Using semistructured surveys to improve citizen science data quality. *BioScience* 69(3):170-179. <https://doi.org/10.1093/biosci/biz010>
- Kirwan GM (2020) Chivi Vireo (*Vireo chivi*), version 1.1. In: Schulenberg TS, Keeney BK, Billerman SM, Rodewald PG (eds) *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.chivir1.01.1>
- Koh J, Opitz T (2024) Extreme-value modelling of migratory bird arrival dates: Insights from citizen science data. *Journal of the Royal Statistical Society Series A: Statistics in Society* 188(3):674-699. <https://doi.org/10.1093/jrssa/qnae108>
- La Sorte FA, Fink D, Hochachka WM, Kelling S (2016) Convergence of broad-scale migration strategies in terrestrial birds. *Proceedings of the Royal Society of London B* 283:20152588. <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2015.2588>
- Leal Filho W, Dinis MAP, Canova MA, Cataldi M, Silva da Costa GA, Enrich-Prast A, Symeonakis E, Brearley FQ (2025) Managing ecosystem services in the Brazilian Amazon: the influence of deforestation and forest degradation in the world's largest rain forest. *Geoscience Letters* 12:24. <https://doi.org/10.1186/s40562-025-00391-9>
- Linscott JA, Basso E, Bathrick R et al. (2024) The Amazon Basin's rivers and lakes support Nearctic-breeding shorebirds during southward migration. *Ornithological Applications* 126(4):duae034. <https://doi.org/10.1093/ornithapp/duae034>
- Moskoff W (2020) Solitary Sandpiper (*Tringa solitaria*), version 1.0. In: *Birds of the World* (A. F. Poole, Editor). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.solsan.01>
- Murphy MT, Pyle P (2020) Eastern Kingbird (*Tyrannus tyrannus*), version 1.0. In: Rodewald, PG (Ed.). *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.easkin.01>
- Nachar N (2008) The Mann-Whitney U: A test for assessing whether two independent samples come from the same distribution. *Tutorials in Quantitative Methods for Psychology* 4(1):13-20. <https://doi.org/10.20982/tqmp.04.1.p013>
- Nussbaumer R, Nussbaumer A, Guchu S et al. (2024) Historical bird atlas and contemporary citizen science data reveal long-term changes in geographic range of Kenyan birds. *Diversity and Distributions* 31:e13935. <https://doi.org/10.1111/ddi.13935>
- Pereira A, Silva K, Alencar L, Mendes I, Guilherme E (2026) Migratory Birds in the Brazilian State of Acre. *Mendeley Data*:1. <https://doi.org/10.17632/f43sxybs93.1>
- R Core Team. 2024. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria
- Reed JM, Oring LW, Gray EM (2020) Spotted Sandpiper (*Actitis macularius*), version 1.0. In: Poole AF (ed) *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.sposan.01>
- Robb R (2020) Crowned Slaty Flycatcher (*Empidonotus aurantioatrocristatus*), version 1.0. In: Schulenberg TS (ed) *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.crosfl1.01>
- Saunders SP, DeLuca WV, Bateman BL et al. (2025) Multispecies migratory connectivity indicates hemispheric-scale risk to bird populations from global change. *Nature Ecology & Evolution* 9:2575-2583. <https://doi.org/10.1038/s41559-024-02575-6>
- Schubert SC, Manica LT, Guaraldo AC (2019) Revealing the potential of a huge citizen-science platform to study bird migration. *Emu - Austral Ornithology* 119:4, 364-373. <https://doi.org/10.1080/01584197.2019.1609340>
- Schulenberg TS, Stotz DF, Lane DF, O'Neill JP, Parker III TA (2007) *Birds of Peru*. Princeton University Press, New Jersey. Pp. 664

- Shi X, Clarke RH, Simmonds JS, Kerswell A, Holden W, Chapman JW, Fuller RA (2025) Characterising Migratory Bird Assemblages in Understudied Regions by Integrating Radar and Citizen Science Data. *Global Ecology and Biogeography* 34(8):e70104. <https://doi.org/10.1111/geb.70104>
- Sick H (1983) Migrações de aves na América do Sul Continental. Publicação Técnica no. 2. CEMAVE – Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal, Brasília, DF
- Silveira NSD, Vancine MH, Jahn AE, Pizo MA, Sobral-Souza, T (2021) Future climate change will impact the size and location of breeding and wintering areas of migratory thrushes in South America. *Ornithological Applications* 123(2):duab006. <https://doi.org/10.1093/ornithapp/duab006>
- Somenzari M, Amaral PP, Cueto VR et al. (2018) An overview of migratory birds in Brazil. *Papéis Avulsos de Zoologia* 58:e20185803. <https://doi.org/10.11606/1807-0205/2018.58.03>
- Somveille M, Manica A, Butchart SHM, Rodrigues ASL (2013) Mapping Global Diversity Patterns for Migratory Birds. *PLOS One* 8(8): e70907. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0070907>
- Stotz DF, Bierregaard RO, Cohn-Haft M, Petermann P, Smith J, Whitney BM, Whittaker A (1992) The status of North American migrants in central Amazonian Brazil. *The Condor* 94(3):608-621. <https://doi.org/10.2307/1369246>
- Strien AJ, Van Swaay CAM, Termaat T (2013) Opportunistic citizen science data of animal species produce reliable estimates of distribution trends if analyzed with occupancy models. *The Journal of Applied Ecology* 50(6):1450-1458. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12158>
- Sullivan BL, Ayerig J, Barry JH, ..., Yu J, Kelling S (2014) The eBird enterprise: an integrated approach to development and application of citizen science. *Biological Conservation* 169:31-40. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.11.003>
- Thibaudier J, Lopes LE, Cunha FC (2025) Unveiling the migratory patterns of scarlet flycatchers using citizen science databases. *Ornithology Research* 33:20. <https://doi.org/10.1007/s43388-025-00225-4>
- Valente RM, Silva JMC, Straube FC, Nascimento JLX (2011) Conservação de aves migratórias neárticas no Brasil. Brasília: Conservação Internacional. Pp. 400
- Watt DJ, McCarty JP, Kendrick SW, Newell FL, Pyle P (2020) Eastern Wood-Pewee (*Contopus virens*), version 1.0. In: Rodewald PG (ed) *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.eawpew.01>
- Wikiaves (2025) A Enciclopédia das Aves do Brasil [URL: <https://www.wikiaves.com.br/>] (10/10/2025)
- Zhang L, Kang J, Kubo T (2025) Long-term monitoring of citizen science: driving factors and pandemic impacts. *International Journal of Sustainable Development & World Ecology* 32(2):177-185. <https://doi.org/10.1080/13504509.2024.2423085>

PRESUPUESTOS DE ACTIVIDADES DIARIAS POR TRES ESPECIES DE GALLARETAS EN UN RELICTO DE HUMEDALES COSTEROS ANTROPIZADOS DEL SUDESTE BONAERENSE

Maximiliano M. Hernandez^{1*}, Juan Pablo Seco Pon¹ & María P. Berón¹

¹Grupo Ecología y Conservación de Aves Marinas y Costeras - Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (IIMyC, FECyN/ UNMdP-CONICET). Mar del Plata, Buenos Aires, Argentina

*mmh90.hernandez@gmail.com

RESUMEN: El tiempo destinado por los individuos a diferentes actividades comportamentales influye en su supervivencia y éxito reproductivo. En humedales y lagunas urbanas, la presión de diversas actividades antrópicas afecta a diversos componentes de estos ecosistemas, entre ellos las aves acuáticas. Este trabajo caracterizó los presupuestos de tiempo comportamentales, de tres especies simpátricas de gallaretas en un ambiente antropizado de lagunas urbanas (*Fulica leucoptera*, *F. rufifrons*, y *F. armillata*). A pesar de que los muestreos fueron realizados durante el inicio del periodo reproductivo de las aves, no se observaron comportamientos relacionados con la reproducción (e.g., cortejo, puesta), pudiendo las poblaciones analizadas estar conformadas por individuos juveniles o no reproductores. Se realizaron un total de 636 observaciones focales registrándose más de 10 comportamientos. En términos generales, y para las tres especies, el tiempo invertido en las actividades destinadas a la alimentación y nado comprendieron en conjunto más del 80% de sus presupuestos de tiempo. Respecto a las técnicas de alimentación, prevaleció la alimentación tanto en la superficie de la columna de agua, como por fuera de la misma (i.e., cobertura vegetal). La distribución media del tiempo asignado entre categorías de actividades para cada franja horaria fue disímil para cada especie. Aunque estos resultados son de carácter descriptivo, consideramos se encuentran en línea con los reportados para otras especies de gallaretas habiendo en otras regiones. Los estudios de comportamiento permiten comprender aspectos básicos de la biología de las especies, constituyendo una herramienta clave para proponer medidas de manejo que garanticen su preservación en ecosistemas urbanos expuestos a múltiples impactos antrópicos.

PALABRAS CLAVE: Argentina, comportamientos, *Fulica* sp., lagunas urbanas, provincia de Buenos Aires

Los humedales son considerados uno de los ecosistemas más relevantes a nivel global, caracterizados no solo por albergar una alta biodiversidad, sino también por los múltiples servicios ecosistémicos que ofrecen, como la purificación del agua, el soporte de actividades recreativas y de educación ambiental, entre otros (Ghermandi et al. 2010, Ramsar 2016, Alikhani et al. 2021). Los humedales se encuentran agrupados en tres grandes categorías, humedales marino-costeros, continentales y artificiales (Ramsar 2016). Dentro de estas categorías podemos identificar los denominados humedales urbanos, los cuales se encuentran dentro de áreas urbanas o periurbanas, pudiendo ser de origen natural

u artificial (Palta et al. 2017, Alikhani et al. 2021). Este tipo de humedales suelen encontrarse dentro de los más afectados, debido en parte a la presión ejercida por múltiples actividades humanas que derivan en degradación del hábitat, contaminación del agua, pérdida de biodiversidad, ingreso de especies exóticas o invasoras, entre otras (Alikhani et al. 2021). Los humedales urbanos, así como otros cuerpos de agua (e.g., lagunas urbanas artificiales) son ampliamente utilizados por diversos taxones, como peces, anfibios, reptiles, mamíferos y aves (Schnack et al. 2000, De Marco et al. 2011, Hassall et al. 2014, Alikhani et al. 2021). Respecto a las aves, las denominadas aves acuáticas suelen ser las más

conspicuas en estos ambientes (e.g., familias Anatidae, Rallidae, Podicipedidae; McKinney et al. 2011, Murray et al. 2013, Hassall 2014). Este grupo de aves puede utilizar estos cuerpos de agua de forma permanente, como también en alguna etapa de su ciclo de vida (e.g., periodo reproductivo, invernada), o hacer un uso parcial de los mismos durante sus migraciones (Traut & Hostetler 2004, Tallei et al. 2021, Xie et al. 2022). Por lo tanto, estos cuerpos de agua funcionan como sitios de alimentación, descanso, resguardo, e incluso reproducción para muchas especies de aves acuáticas (Traut & Hostetler 2003, Murray et al. 2013, Alikhani et al. 2021).

Las aves poseen un tiempo limitado a lo largo del día para realizar sus actividades, siendo comúnmente conocido como presupuesto de tiempo, a la repartición del tiempo entre diversas actividades (Barnard 1980). El estudio de los presupuestos de tiempo invertido en actividades diarias proporciona información valiosa acerca de cómo los individuos llevan a cabo diferentes actividades con el fin de mejorar su éxito reproductivo (Ryan & Dinsmote 1979, Stephens et al. 2007, Dunbar et al. 2009). Dentro de la diversidad de actividades diarias que un individuo puede realizar, la alimentación juega un rol esencial, influyendo directamente en el tiempo destinado a actividades como el descanso, acicalado, e incluso la reproducción, entre otros (Illius et al. 2002, Dunbar et al. 2009, Rose et al. 2022, Mukherjee et al. 2023). Es crucial resaltar que la asignación de tiempo a un comportamiento particular puede variar significativamente tanto a escala horaria como estacional (Mukherjee et al. 2023). En relación a la escala horaria, por ejemplo, el tiempo asignado a la alimentación suele concentrarse en las primeras y últimas horas del día. Esto puede deberse a que así las aves evitan tanto el estrés térmico como interferencia humana, mientras que el descanso puede ser predominante durante el mediodía (Döpfner et al. 2009). Por lo tanto, comprender estos patrones horarios permite evaluar la eficiencia con la cual las aves acuáticas utilizan el hábitat.

En relación a la variación estacional, durante el periodo reproductivo, actividades como la puesta y el cuidado de pichones toman relevancia, modificando o alterando los presupuestos de tiempo (Ryan & Dinsmote 1979, Döpfner et al. 2009, Mukherjee et al. 2023). Previo al inicio del periodo reproductivo, se produce un incremento en las necesidades energéticas o acumulación de reservas, por lo que las aves acuáticas pueden incrementar la tasa de consumo, seleccionar alimentos de mayor calidad energética, invertir más tiempo diario en la alimentación y/o reducir gastos energéticos (Stephens et al. 2007, Newton 2010). En

contraposición, a lo largo del periodo no reproductivo gran parte de las aves acuáticas suelen invertir un mayor tiempo en actividades destinadas al descanso y nado (Döpfner et al. 2009, Mukherjee et al. 2023).

Además de la variación temporal, la coexistencia o simpatria de especies haciendo uso del mismo recurso, por ejemplo, un humedal urbano como en este estudio, puede generar la necesidad de diferenciación de nicho (Murray et al. 2013, Mukherjee et al. 2023). De esta manera se espera que especies simpátricas a través de la segregación comportamental minimicen la competencia, resultando diferentes los presupuestos de tiempo y el uso de los recursos entre las especies (Mukherjee et al. 2023). Por lo tanto, cuantificar y comparar los presupuestos de tiempo de los diferentes comportamientos entre las especies es relevante para evaluar la coexistencia en ambientes antropizados (Murray et al. 2013, Hassall 2014, Rose et al. 2022, Mukherjee et al. 2023).

En Argentina, muchos ecosistemas a lo largo del litoral marítimo están incluidos dentro de varias regiones de humedales (e.g., Cuenca del Plata, Pampas y Zona Costera Patagónica; Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación 2006). Entre ellos destacan los humedales urbanos, algunos de los cuales albergan cuerpos de agua de manera permanente a lo largo de todo el año. Dentro del grupo de aves acuáticas más frecuentes y abundantes que hacen uso de estos ambientes se encuentran las gallaretas *Fulica* sp. (Familia Rallidae; Di Giacomo et al. 2007, González Trilla & Blanco 2017). Estas son aves acuáticas consideradas mayormente o principalmente herbívoras, pero ocasionalmente pueden incorporar en su dieta insectos acuáticos, moluscos e incluso crustáceos (Draulans & Vanherck 1987, García et al. 2008, Olguín et al. 2013, Velásquez et al. 2019). En Argentina, el género *Fulica* se encuentra representado por seis especies, de las cuales la Gallareta Chica (*Fulica leucoptera*), la Gallareta Escudete Rojo (*F. rufifrons*), y la Gallareta Ligas Rojas (*F. armillata*), objetos de este estudio, se distribuyen ampliamente a lo largo de su gradiente de distribución latitudinal, incluyendo otros países como Chile y Uruguay (Narosky & Yzurieta 2010). Estas especies tienen un periodo reproductivo extenso, de aproximadamente ocho a diez meses, el cual inicia, con pequeñas variaciones según el área, durante la primavera austral (e.g., entre los meses de agosto y septiembre), con picos de puesta en el verano austral (e.g., entre los meses de diciembre y enero; Silva et al. 2011, Salvador 2012, Echevarria et al. 2022, De la Peña 2025).

En Argentina los estudios sobre gallaretas se encuentran centrados en la biología reproductiva

(Salvador 2012, Echevarria et al. 2022), uso de hábitat (Heimsath et al. 1993), y ecología trófica (García et al. 2008, Olguin et al. 2013), con un amplio sesgo geográfico ya que la mayoría de los trabajos fueron realizados en el centro y norte del país. Cabe destacar que, a pesar de los estudios antes mencionados, son escasos los estudios destinados a evaluar la inversión de tiempo que diferentes especies del género *Fulica* llevan a cabo en sus actividades diarias. El objetivo general de este estudio consistió en generar una línea de base y caracterizar los presupuestos de tiempo comportamentales de tres especies simpátricas de gallaretas, haciendo uso durante los meses que coinciden con el inicio del periodo reproductivo de las aves de un ambiente de lagunas urbanas altamente antropizado, que forma parte de un relicto de humedales en el sudeste de la provincia de Buenos Aires, Argentina. Los objetivos particulares del presente estudio fueron contabilizar y comparar, de forma descriptiva, para cada especie de gallareta por separado y entre especies de gallaretas, el tiempo invertido en diferentes actividades comportamentales y técnicas de alimentación (a) entre diferentes momentos del día (i.e., mañana, mediodía, tarde), y (b) a lo largo del día (i.e., todas las franjas horarias combinadas).

MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio abarcó el complejo de lagunas de Punta Mogotes (38°03'S, 57°32'O), el cual se encuentra emplazado en el Partido de General Pueyrredon, en el sudeste bonaerense, Argentina. El complejo de lagunas está constituido por cuatro lagunas someras (< 2 m) conectadas entre sí, y dispuestas en forma de arco, paralelas a la línea de costa. Con una longitud aproximada de 2.5 km, limita al norte con la Reserva Natural del Puerto Mar del Plata (RNPMdP) y el predio deportivo Club Atlético Aldosivi, al sur con la saliente Punta Cantera, mientras que a lo largo de su extensión limita al oeste con la avenida de los Trabajadores y al este con el complejo de Balnearios de Punta Mogotes (Fig. 1). El complejo de lagunas es considerado junto con la RNPMdP como un relicto de humedales costeros (Richeri 2011). Dadas las características edilicias que la circundan, tanto en términos de viviendas y locales comerciales, así como la disposición del Balneario Punta Mogotes, el club deportivo mencionado, y el Puerto Mar del Plata, el área de estudio se encuentra totalmente urbanizada, prevaleciendo actividades portuarias, industriales, comerciales, y turísticas (De Marco et al. 2005). El complejo de lagunas sostiene una importante diversidad flori-faunística, donde conviven

una amplia diversidad de vertebrados (i.e., peces, anfibios, reptiles, mamíferos y aves), siendo las aves el grupo más diverso y conspicuo (De Marco et al. 2005). Respecto a las aves que hacen uso del área de estudio, algunas de las especies más frecuentemente observadas son las tres especies de gallaretas bajo evaluación (i.e., Gallareta Chica, Gallareta Escudete Rojo, Gallareta Ligas Rojas), diversas especies de macaes (e.g., *Podiceps major*, *Rollandia rolland*), patos (e.g., *Anas flavirostris*, *A. georgica*) y gaviotas (e.g., *Chroicocephalus maculipennis*, *Larus dominicanus*), y el Ganso Doméstico (*Anser anser*; De Marco et al. 2011, Berón & Seco Pon 2024). Las lagunas se encuentran conectadas entre sí, por lo que se observa una libre circulación entre ellas por parte de las aves que las utilizan. Dado por su emplazamiento, las lagunas se encuentran expuestas de forma similar al impacto de actividades antrópicas, desde la Av. De los Trabajadores, el cual recorre toda la cara oeste, donde la circulación de vehículos es constante a lo largo de todo el día, hasta el paseo peatonal y vehicular del complejo de balnearios, que abarca toda la cara este de las lagunas, el cual es utilizado por usuarios para el desarrollo de diversas actividades al aire libre, como caminar, correr, y descansar. Dada su proximidad a la RNPMdP, declarada en 1990 como Reserva Municipal (Ordenanza Municipal N°7927/90) y en 2014 como Reserva Natural Provincial de Objetivos Definidos Mixtos Botánico, Faunístico y Educativo (Ley Provincial N°14688), como por su alto valor ambiental, el complejo de lagunas de Punta Mogotes se encuentra listado como Área Protegida a nivel local (Ordenanza Municipal N°11038/97). A su vez, la línea de costa de aproximadamente 4 km, donde se asienta el balneario Punta Mogotes, lindante al área de estudio, es considerada como una de las Áreas Importantes para la Conservación de las Aves en territorio bonaerense (AICA BA12, Di Giacomo et al. 2007).

Recolección de datos

Durante los meses de agosto a noviembre de 2022, en coincidencia con el periodo reproductivo de las gallaretas en Argentina (De la Peña 2025) realizamos, con una frecuencia semanal y durante días de semana, observaciones focales con una duración de 5 minutos (i.e., 300 segundos; Altmann 1974) sobre tres especies de gallaretas habitando el área de estudio. Delimitamos las observaciones focales para las tres especies de gallaretas en tres franjas horarias (hora local, -3 GMT): mañana (8-10 h, $n = 255$ observaciones focales), mediodía (11-13 h, $n = 193$), y tarde (14-16 h, $n = 188$; Material Suplementario Tabla S1). En cada franja horaria escogimos de forma aleatoria

uno de los cuerpos de agua que conforman el complejo de lagunas. En estos seleccionamos un total de cinco individuos de cada especie en estudio (i.e., Gallareta Chica, Gallareta Escudete Rojo, Gallareta Ligas Rojas), sobre los cuales realizamos las observaciones focales, totalizando 15 observaciones focales diarias por especie distribuidas equitativamente entre las tres franjas horarias consideradas. Realizamos un total de 636 observaciones focales, representadas en 53 h de grabación (Gallareta Chica: $n = 214$, observaciones focales, total de horas de grabación = 17.84 h; Gallareta Escudete Rojo: $n = 213$, 17.75 h; Gallareta Ligas Rojas: $n = 209$, 17.41 h; Material Suplementario Tabla S1). Con el fin de disminuir la probabilidad de observación del mismo individuo entre franjas horarias, rotamos de forma aleatoria entre lagunas para cada franja horaria analizada. Aunque no contamos con una estimación del tamaño poblacional de cada especie de gallareta analizada para el área de estudio, el número total de individuos presentes en las lagunas fue aproximadamente menor a 200 individuos por especie. Llevamos a cabo las observaciones y recolección de datos a distancias que no disturbasen el comportamiento natural del animal (> 20 m) y mediante la utilización de binoculares (8 x 40) o monocular (8 x 60), y grabador digital. Dos de los autores del presente trabajo (MMH y MPB) realizaron todas las observaciones. Con el objetivo de disminuir posibles errores en el registro de los comportamientos asociados con los observadores, realizamos un simulacro de evaluación comportamental unas semanas previas al desarrollo del trabajo. Para esto, los observadores concurrieron al área de estudio y en conjunto observaron los comportamientos de las tres especies bajo evaluación, estandarizando así el reconocimiento de los comportamientos a evaluar.

Las actividades registradas durante las observaciones focales incluyeron: (a) 'auto-mantenimiento', el cual incluyó actividades de acicalado como limpieza de plumas y/o pico y baños; (b) 'reposo', cuando el individuo fue observado estático tanto dentro como fuera del cuerpo de agua; (c) 'nado', cuando el individuo fue observado movilizándose dentro del agua; (d) 'pataleo', cuando el individuo se desplaza sobre la superficie del agua moviendo alas y patas; (e) 'volando'; (f) 'agonístico', cualquier tipo de interacción agresiva con o sin contacto dirigida hacia o por el individuo focal; y (g) 'alimentación'. Dentro de esta última actividad comportamental se diferenciaron técnicas de alimentación tales como (1) 'alimentación superficial', entendida como la ingesta y manipulación de alimento obtenido de la superficie del cuerpo de agua; (2) 'inmersión

cabeza-cuello (*head-neck submerged*)', cuando el individuo sumerge parcial o totalmente la cabeza y el cuello; (3) 'buceo', considerado como inmersión total del individuo focal, desglosado en tiempo total en el que el individuo se encuentra sumergido, y en caso de observarse, tiempo de ingesta del alimento obtenido mediante esta técnica de alimentación; (4) 'boca abajo (*up-ending*)', comportamiento mediante el cual el individuo sumerge la mitad del cuerpo quedando boca abajo con las patas extendidas de forma vertical en el aire (de forma similar a 'buceo' este comportamiento fue desglosado en tiempo sumergido, y de observarse, tiempo de ingesta del alimento obtenido mediante esta técnica de alimentación); (5) 'alimentación fuera del cuerpo de agua', entendida como la ingesta y manipulación de alimento obtenido del suelo con cobertura vegetal (i.e., por fuera del cuerpo de agua), según los criterios de Draulans & Vanherck (1987) y Ryma & Mouloud (2018).

Análisis de datos

Con el objetivo de caracterizar el tiempo destinado por cada especie de gallareta a los diferentes

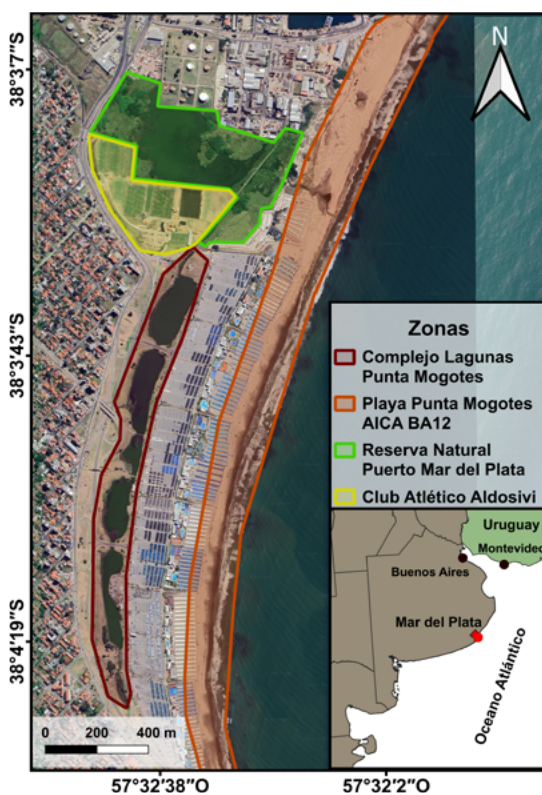


Figura 1. Área de estudio. Se muestra el área de estudio en relación a la costa del partido General Pueyrredón, en el sudoeste de la provincia de Buenos Aires, Argentina.

comportamientos (actividades registradas) y técnicas de alimentación, analizamos las grabaciones y cuantificamos el tiempo total (en segundos) dedicado a cada comportamiento durante los cinco minutos de muestreo focal (i.e., 300 s), tanto a escala diaria (franjas horarias combinadas) como intra-diaria (i.e., mañana, mediodía, tarde). Para tener en consideración el posible inconveniente de la pseudoreplicación dado por el desconocimiento de la identidad de los individuos muestreados utilizamos un protocolo de aleatorización de los datos (*data randomization protocol*) propuesto por Garamszegi (2016). Para llevar a cabo este protocolo, aleatoriamente le asignamos a cada muestra del conjunto de datos (i.e., observación focal) una identidad. Este paso asume que el rasgo de actividad es altamente repetible y que las gallaretas muestran dichos rasgos de manera consistente. Repetimos este proceso 1000 veces y, en cada simulación, calculamos un promedio general para cada categoría de actividad. Calculamos este promedio para cada especie de gallareta, tanto para cada franja horaria analizada como

para la combinación de las mismas (Garamszegi 2016, Hernandez et al. 2021). Para evaluar las diferencias en los presupuestos de actividades diarias y técnicas de alimentación tanto dentro como entre especies, procedimos a calcular, a partir de las simulaciones tanto para cada franja horaria como para la combinación de las mismas, un índice de superposición entre las distribuciones empíricas de las medias de cada categoría de comportamiento (ver Pastore & Calcagni 2019, Hernandez et al. 2021). El Índice de Solapamiento (η) varía entre 0 y 1, donde $\eta = 0$ indica que las distribuciones empíricas están completamente separadas, mientras que $\eta = 1$ significa que las distribuciones empíricas son exactamente iguales. Valores altos del Índice de Solapamiento se interpretan como una similitud en torno a la distribución de la probabilidad del tiempo invertido en determinada actividad o técnica de alimentación, y valores bajos aquellas actividades en exhibir diferencias en torno al tiempo invertido en la actividad o técnica de alimentación.

Realizamos el manejo de datos y los análisis estadísticos mediante el programa R, versión 4.3.0 (R Development Core Team 2023). Las simulaciones siguieron el material suplementario asociado en Garamszegi (2016), mientras que calculamos el índice de superposición utilizando el paquete '*Overlapping*' versión 2.2 (Pastore 2025).

RESULTADOS

Presupuesto de actividades diarias

En general, a lo largo de todo el periodo de estudio y para las tres especies evaluadas, el tiempo invertido en las actividades diarias destinadas a la alimentación y nado comprendieron en conjunto más del 80% de sus presupuestos de tiempo. Respecto a las gallaretas chicas y escudete rojo, a diferencia de las gallaretas ligas rojas, el porcentaje de tiempo invertido en actividades de alimentación fue mayor al invertido en el nado (Fig. 2; Material Suplementario Tabla 2). Las actividades destinadas a la auto-mantenimiento y el descanso estuvieron representadas, en conjunto, aproximadamente por el 18% del tiempo total para las tres especies de gallaretas, siendo el porcentaje de tiempo invertido en ambas actividades similares para el caso de las gallaretas ligas rojas, mientras que las gallaretas escudete rojo invirtieron más porcentaje del tiempo en actividades de reposo y las gallaretas chicas en actividades de auto-mantenimiento (Fig. 2; Material Suplementario Tabla 2). Para todas las especies bajo estudio, las interacciones agonísticas representaron menos del 0.5% del presupuesto de tiempo, siendo

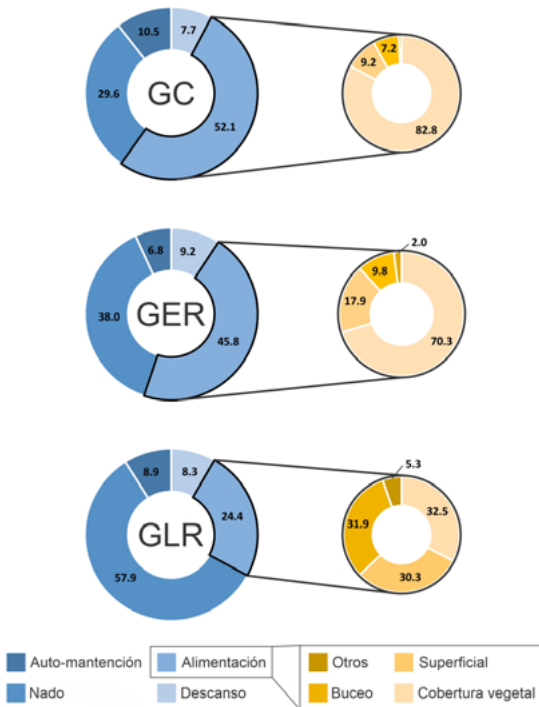


Figura 2. Porcentaje de tiempo invertido por parte de la Gallareta Chica (*Fulica leucoptera*, GC), Gallareta Escudete Rojo (*F. rufifrons*, GER), y Gallareta Ligas Rojas (*F. armillata*, GLR), en las principales categorías de actividades diarias, y porcentaje invertido (sobre el total del tiempo de alimentación) en las diferentes técnicas de alimentación, para la totalidad del periodo de estudio (i.e., agosto a noviembre 2022) y combinación de franjas horarias (i.e., mañana, mediodía y tarde). La categoría 'Otros' incluye las técnicas de alimentación 'cabeza-cuello' y 'boca abajo'. No se informa, en la figura, el porcentaje de tiempo invertido en los comportamientos 'Interacción agonística', 'Pataleo' y 'Volando' (en conjunto < 0.5% en cada especie de gallareta).

estos en términos generales sin contacto y donde los individuos fueron desplazados escasos metros sin persecución. Por otro lado, comportamientos como el vuelo y el pateo fueron casi nulos (Material Suplementario Tabla 2). Respecto a las diferentes técnicas de alimentación, y a lo largo de todo el periodo de estudio, tanto las gallaretas chicas como escudete rojo invirtieron un mayor porcentaje del tiempo consumiendo ítems en superficie por fuera del agua (i.e., cobertura vegetal), seguido por la alimentación en la superficie de la columna de agua y de ítems obtenidos mediante buceo. Para el caso de las gallaretas ligas rojas el porcentaje de tiempo invertido en las tres técnicas de alimentación mencionadas fueron similares (Fig. 2; Material Suplementario Tabla 3). El tiempo invertido en la adquisición de alimento mediante las técnicas de inmersión de parte del cuerpo y cabeza-cuello fue escaso, siendo, en conjunto y para todas las especies, menor al 5% del tiempo total destinado a las actividades de forrajeo (Material Suplementario Tabla 3). Respecto al tiempo promedio destinado a cada evento de buceo (media $\pm$ desvío estándar), los mismos fueron estimados en 5.12 ± 0.85 s, 5.11 ± 1.09 s, y 4.87 ± 1.11 s para las gallaretas ligas rojas, escudete rojo y chicas, respectivamente.

Teniendo en consideración que el Índice de Solapamiento varía entre cero y uno, valores elevados (cerca de uno) se interpretan como una fuerte similitud en la media del tiempo invertido entre los comportamientos evaluados. La evaluación del nivel de solapamiento para cada actividad entre especies, para la totalidad del periodo de estudio, mostró valores muy bajos e incluso nulos para las actividades destinadas a la auto-mantención, nado, alimentación, e interacciones agonísticas (Fig. 3, Tabla 1). Mientras que, para el caso de las actividades destinadas al reposo, este índice arrojó valores de solapamiento intermedios y bajos entre gallaretas chicas y ligas rojas y gallaretas escudete rojo y ligas rojas, respectivamente (Fig. 3, Tabla 1). El análisis de las diferentes técnicas de alimentación utilizadas por estas especies, a lo largo del periodo de estudio, arrojó valores de solapamientos bajos y nulos para casi la totalidad de las técnicas de alimentación consideradas, salvo para el caso de la obtención de alimento mediante la inmersión cabeza-cuello, donde se observaron valores altos del Índice de Solapamiento entre gallaretas escudete rojo y ligas rojas (Fig. 4, Tabla 1).

Presupuesto de actividades intra-diarias

La distribución media del tiempo asignado entre categorías de actividades para cada franja horaria

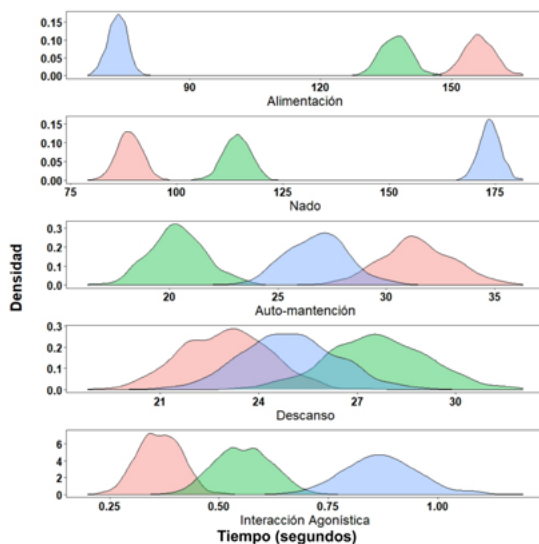


Figura 3. Distribución de las medias de cada categoría de actividad diaria para la Gallareta Chica (*Fulica leucoptera*, rojo), Gallareta Escudete Rojo (*F. rufifrons*, verde), y Gallareta Ligas Rojas (*F. armillata*, azul), calculadas a partir de 1000 simulaciones para la totalidad del periodo de estudio (i.e., agosto a noviembre 2022) y combinación de franjas horarias (i.e., mañana, mediodía y tarde). El eje y representa la densidad de Kernel estimada de la distribución de las medias de cada comportamiento. El eje x representa el tiempo, en segundos, destinado a cada comportamiento.

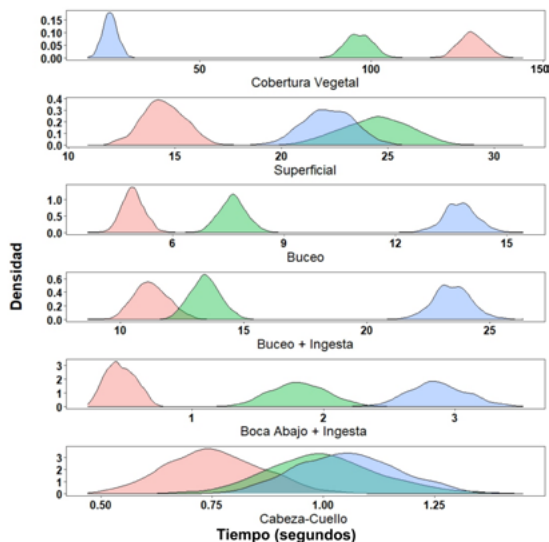


Figura 4. Distribución de las medias de cada técnica de alimentación para la Gallareta Chica (*Fulica leucoptera*, rojo), Gallareta Escudete Rojo (*F. rufifrons*, verde), y Gallareta Ligas Rojas (*F. armillata*, azul), calculadas a partir de 1000 simulaciones para la totalidad del periodo de estudio (i.e., agosto a noviembre 2022) y combinación de franjas horarias (i.e., mañana, mediodía y tarde). El eje y representa la densidad de Kernel estimada de la distribución de las medias de cada comportamiento. El eje x representa el tiempo, en segundos, destinado a cada comportamiento. 'Cobertura vegetal': Alimentación en sectores por fuera de la columna de agua, 'Superficial': Alimentación en la superficie de la columna de agua, 'Buceo + Ingesta' o 'Boca abajo + Ingesta': representan la sumatoria del tiempo destinado a la técnica de obtención de alimento más el tiempo dedicado a la ingesta del alimento obtenido.

fue disímil para cada especie en estudio (Material Suplementario Figs. 1-6). En términos generales los valores del Índice de Solapamiento fueron bajos y nulos para la mayoría de las actividades consideradas (Material Suplementario Tablas 4-6), lo cual refleja, para cada especie, una inversión diferencial del tiempo destinado a cada actividad entre franjas horarias. La Gallareta Chica invirtió, de forma similar, en las franjas horarias de la mañana y mediodía, una mayor proporción de su tiempo en actividades destinadas a la alimentación, seguidas por actividades relacionadas con la búsqueda (i.e., nado; Material Suplementario Fig. 1, Tablas 2 & 4); ambas actividades tuvieron para esta especie una inversión similar de tiempo durante la franja horaria de la tarde (Material Suplementario Tabla 2). Aunque en menor proporción, las actividades relacionadas al descanso estuvieron mayormente representadas, y de forma similar, en las franjas horarias del mediodía y tarde, mientras que la Gallareta Chica invirtió más tiempo en actividades de auto-mantenición durante el periodo de la tarde (Material Suplementario Fig. 1, Tablas 2 & 4). Por su parte, la Gallareta Escudete Rojo invirtió, durante horas de la mañana, un mayor tiempo en actividades de alimentación, seguidas por

el nado, mientras que durante las franjas horarias del mediodía y tarde el tiempo destinado a ambos comportamientos fue similar (Material Suplementario Fig. 3, Tablas 2 & 5). Para esta especie, el reposo fue la tercera actividad en acumular una mayor cantidad de tiempo en la franja horaria del mediodía y tarde, seguida por el acicalado, actividad que fue similar, en términos de tiempo invertido, al reposo durante horarios de la mañana (Material Suplementario Fig. 3, Tablas 2 & 5). Respecto a la Gallareta Ligas Rojas, las actividades destinadas a la búsqueda de alimento dominaron la proporción de tiempo invertido por la especie en las tres franjas horarias, siendo mayor durante la mañana (Material Suplementario Fig. 5, Tablas 2 & 6), seguida por alimentación la cual presentó sus mayores valores en la franja horaria del mediodía. Por otro lado, las actividades de reposo para dicha especie fueron mayores durante el mediodía y las de auto-mantenición durante la tarde (Material Suplementario Fig. 5, Tablas 2 & 6).

Respecto a las diferentes técnicas de alimentación, aquellas desarrolladas por fuera de cuerpo de agua (i.e., cobertura vegetal), dominaron ampliamente el presupuesto de tiempo invertido a lo largo de

Tabla 1. Índice de solapamiento entre las distribuciones empíricas de las medias de cada categoría de actividad y técnicas de alimentación entre las especies en estudio, calculadas a partir de 1000 simulaciones, para la totalidad del periodo de estudio (i.e., agosto a noviembre 2022) y combinación de franjas horarias (i.e., mañana, mediodía y tarde). 'Cobertura vegetal': Alimentación en sectores por fuera de la de la columna de agua, 'Superficial': Alimentación en la superficie de la columna de agua. 'Buceo + Ingesta' o 'Boca abajo + Ingesta': represan la sumatoria del tiempo destinado a la técnica de obtención de alimento más el tiempo dedicado a la ingesta del alimento obtenido.

	Gallareta Chica- Gallareta Escudete Rojo	Gallareta Chica- Gallareta Ligas Rojas	Gallareta Escudete Rojo- Gallareta Ligas Rojas
Actividad			
Alimentación	0.01	0.00	0.00
Nado	0.00	0.00	0.00
Auto-mantenición	0.00	0.14	0.02
Descanso	0.12	0.51	0.39
Pataleo	0.68	0.14	0.11
Vuelo	0.62	0.53	0.39
Interacción agonística	0.10	0.00	0.04
Técnica de alimentación			
Cobertura vegetal	0.00	0.00	0.00
Superficial	0.00	0.00	0.43
Buceo	0.00	0.00	0.00
Buceo + Ingesta	0.11	0.00	0.00
Boca abajo	0.00	0.00	0.00
Boca abajo + Ingesta	0.00	0.00	0.02
Cabeza-cuello	0.31	0.20	0.82

las tres franjas horarias tanto para la Gallareta Chica como la Gallareta Escudete Rojo, siendo en ambos casos mayor durante horas de la mañana (Tabla 1; Material Suplementario Figs. 2 & 4, Tablas 2 & 3). Para el caso de la Gallareta Ligas Rojas, la alimentación en superficie y en sectores por fuera del cuerpo de agua dominó el tiempo destinado a la alimentación en la franja horaria de la tarde y mediodía, respectivamente, mientras que, en horarios de la mañana, la alimentación en sectores por fuera del cuerpo de agua, como así también mediante técnicas de buceo acumularon la mayor cantidad de tiempo (Material Suplementario Fig. 6, Tablas 3 & 6).

DISCUSIÓN

El presente estudio es el primero en abordar el estudio del tiempo invertido en actividades diarias por parte de tres especies de gallaretas que habitan en simpatría en humedales costeros altamente antropizados del sudeste bonaerense. El protocolo implementado en el presente trabajo no tiene un modelo estadístico inferencial, sino más bien posee un enfoque exploratorio y descriptivo. Por lo que sus resultados y comparaciones con otros trabajos discutidos en la presente sección deben ser abordados con prudencia. Por otro lado, para una mejor interpretación de los resultados obtenidos es importante destacar que si bien el período de muestreo del presente estudio (i.e., agosto-noviembre) coincide con el periodo reproductivo de estas especies en otras regiones del país (De la Peña 2025), no observamos individuos exhibiendo comportamientos relacionados con la reproducción (e.g., cortejo, cópula, puesta), como así tampoco registramos huevos ni pichones. Esta aparente ausencia de actividad reproductiva representa una limitación al momento de comparar y generalizar los resultados. Por tal motivo, y debido a que la inversión de tiempos en diferentes comportamientos se ve afectada por la etapa del periodo reproductivo, en la presente sección hemos comparado y discutido nuestros resultados con otros trabajos realizados tanto durante el periodo reproductivo y no reproductivo. Además, hemos considerado otros escenarios como la presencia de individuos no reproductores. Dentro de los posibles escenarios que pueden explicar los resultados aquí obtenidos, se pueden considerar que las aves se hayan reproducido antes o después del muestreo, o incluso en otros sitios no relevados (i.e., Reserva Natural del Puerto Mar del Plata). Otra explicación posible es que durante 2022 (año de recolección de los datos) hayan ocurrido eventos climáticos adversos que afectaron la reproducción. Sin embargo, no descartamos la posibilidad de que algunas de estas especies se

puedan haber estado reproduciendo durante el periodo evaluado, siendo que en otros años se han observado crías de gallaretas en las lagunas evaluadas (JPSP, MPB, obs. pers.). Tampoco descartamos la posibilidad de que los individuos presentes en estas lagunas sean juveniles o no reproductores. En la provincia de Buenos Aires la biología reproductiva de estas especies no se encuentra aún estudiada, siendo incluso escasos estos estudios a nivel regional (ver Salvador 2012, Echevarria et al. 2022). Aunque en otros sectores de la Argentina el periodo reproductivo de las especies en estudio se desarrolla entre los meses de agosto y abril, los picos de puesta han sido identificados durante los meses de diciembre y enero (Salvador 2012, Echevarria et al. 2022). La posibilidad de que las poblaciones de las tres especies de gallaretas que hacen uso del área de estudio durante el periodo evaluado esté conformada por individuos juveniles y/o no reproductores, debe ser contemplada a la hora de comparar nuestros resultados con otros trabajos tanto a escala regional como global.

En el área de estudio durante los meses de agosto a noviembre, las tres especies de gallaretas estudiadas invirtieron la mayor proporción de su tiempo en actividades relacionadas con la búsqueda y alimentación. Para el caso de las gallaretas chicas y escudete rojo, nuestros resultados coinciden con los reportados, durante el periodo reproductivo, para otras especies de gallaretas habitando en el hemisferio norte (i.e., América del Norte; Ryan & Dinsmore 1979). Estudios de presupuesto de tiempo invertido en actividades diarias llevados a cabo durante el periodo reproductivo en la Gallareta Americana (*F. americana*), mostraron que dicha especie invierte entre el 50-70% de su tiempo en actividades destinadas a la ingesta de alimento, mientras que actividades relacionadas con el descanso y auto-mantenición se encontraron entre los rangos del 6-10% y 8-15%, respectivamente (Ryan & Dinsmore 1979). Por otro lado, estudios llevados a cabo en la Gallareta Común (*F. atra*), durante el periodo no reproductivo, en otras regiones (i.e., Argelia, Bélgica, Irlanda, India) mostraron valores de inversión de tiempo diversos y contrastantes entre sí (Draulans & Vanherck 1987, Irwin & O'Halloran 1997, Baaziz & Samraoui 2008, Ryma & Mouloud 2018, Mukherjee et al. 2023). Baaziz & Samraoui (2008) y Ryma & Mouloud (2018) observaron que la Gallareta Común invirtió entre el 75-80% de su tiempo alimentándose, un 15% en actividades relacionadas a la búsqueda de alimento, y destinó en conjunto menos del 5% en actividades relacionadas con el descanso y la auto-mantenición. Para esta especie, Draulans & Vanherck (1987) informaron que las actividades de

alimentación y búsqueda de alimento comprendieron aproximadamente el 55% y 30% del tiempo invertido a lo largo del día, respectivamente, mientras que la auto-mantenición comprendió alrededor del 11%, y no fueron observadas actividades vinculadas al descanso. Por su parte, Irwin & O'Halloran (1997) determinaron que la Gallareta Común invirtió de forma similar el tiempo nadando y alimentándose, con el 38% y 36%, respectivamente, y aproximadamente el 7% y 5% en actividades relacionadas al descanso y auto-mantenición, respectivamente. Por otro parte, Mukherjee et al. (2023) registraron como actividad principal la búsqueda de alimento con aproximadamente el 40%, seguido por el reposo con el 30%, y en tercer lugar las actividades destinadas a obtención de alimento con alrededor del 18%. Las variaciones entre regiones y en los presupuestos de tiempo invertidos en actividades diarias para la Gallareta Común fueron atribuidas principalmente a la variabilidad en la diversidad y disponibilidad de recursos tróficos y variabilidad ambiental (Draulans & Vanherck 1987, Irwin & O'Halloran 1997, Ryma & Mouloud 2018). En nuestro estudio, la Gallareta Ligas Rojas mostró presupuestos de tiempo disímiles al resto de las especies evaluadas, principalmente en torno a las actividades de alimentación, siendo similar solo el tiempo invertido en la búsqueda de alimento al registrado durante el periodo no reproductivo para la Gallareta Común (Mukherjee et al. 2023). Respecto a las interacciones agonísticas, y otros comportamientos como el vuelo, nuestros resultados se encuentran en línea con los previamente reportados (< 1%; Ryan & Dinsmore 1979, Draulans & Vanherck 1987, Irwin & O'Halloran 1997, Ryma & Mouloud 2018, Mukherjee et al. 2023).

Con respecto a las técnicas de alimentación observadas, los resultados obtenidos en el presente trabajo difirieron de los reportados para estas y otras especies de gallaretas. Nuestros resultados indican que la Gallareta Chica y la Gallareta Escudete Rojo seleccionan sectores por fuera del cuerpo de agua para alimentarse, preferentemente en horas de la mañana. Caso contrario fue el de la Gallareta Ligas Rojas, la cual invirtió una mayor proporción de su tiempo obteniendo alimento en el cuerpo de agua, tanto sobre la superficie del mismo como mediante técnicas de buceo. Aunque las gallaretas incluyen en su espectro trófico una amplia diversidad de semillas y artrópodos, la alimentación, principalmente de vegetación sobre la superficie de la columna de agua ha sido reconocida por otros autores como el principal mecanismo de alimentación en estas aves (Draulans & Vanherck 1987, Irwin & O'Halloran 1997, Baaziz &

Samraoui 2008, Olguín et al. 2013, Ryma & Mouloud 2018). Sin embargo, un único estudio reporta para la Gallareta Común, al buceo como la técnica en acumular la mayor cantidad de tiempo destinado a la alimentación, seguido por la alimentación sobre la superficie de la columna de agua (Mukherjee et al. 2023). La proporción de tiempo invertido en otras técnicas de alimentación por parte de las gallaretas analizadas en nuestro estudio, tales como aquellas donde los individuos sumergen la cabeza, el cuello o parte del cuerpo, se encontraron dentro de los rangos de tiempo reportados en otros trabajos centrados en gallaretas (Draulans & Vanherck 1987, Irwin & O'Halloran 1997, Mukherjee et al. 2023). Respecto a los tiempos destinados al buceo, las tres especies de gallaretas evaluadas invirtieron un tiempo similar (~ 5 s) en cada evento de buceo. Estos resultados difieren de los reportados para otras especies como la Gallareta Americana, cuyos tiempos promedio se encontraron en el rango de los 2-3 s (Batulis & Bongiorno 1972). Para el caso de la Gallareta Ligas Rojas, el tiempo de buceo fue menor a los reportados para la especie en la región (~ 8.5 s). Se debe tener en consideración que los reportes previos fueron de individuos alimentándose de cangrejos (García et al. 2008), mientras que en el presente trabajo se alimentaron de vegetación. En aves acuáticas como las gallaretas, la profundidad del cuerpo de agua y la diversidad y abundancia de vegetación sumergida son algunos de los factores que determinan la duración de los buceos (Batulis & Bongiorno 1972).

Se ha demostrado como el incremento de las actividades humanas en ambientes costeros afecta negativamente la riqueza y abundancia de gallaretas, entre otras aves acuáticas, como así también genera comportamientos de evasión u alejamiento de sectores cercanos a las orillas de los cuerpos de agua, los cuales a su vez se encuentran sometidos a mayor presión antrópica (Cardoni et al. 2008, Chávez-Villavicencio et al. 2015). Varios autores han destacado la importancia que pueden tener estos cambios comportamentales, proponiendo que los individuos al estar más alerta a posibles depredadores u amenazas, pueden estar invirtiendo menos tiempo en actividades de alimentación y descanso, lo cual puede afectar directamente el éxito reproductivo de estas especies (Beale & Monaghan 2004, Cardoni et al. 2008, Borgmann 2011). En nuestro estudio, caracterizamos los presupuestos de tiempo invertidos en actividades diarias en tres especies de gallaretas en estado natural. Sin embargo, los mismos fueron registrados durante días de la semana cuando la afluencia de usuarios es menor. Asimismo, el periodo de estudio, comprendido

hasta el mes de diciembre, no incluyó aquellos meses estivales, cuando el afluente de usuarios se incrementa considerablemente, producto no solo del uso del complejo Balneario Punta Mogotes, sino también de los sectores de espacios verdes circundantes a todas las lagunas del mencionado complejo (Bouvet et al. 2005, De Marco et al. 2005, Richeri 2011). Es por esto que nuestro estudio no realizó comparaciones en torno a cambios comportamentales producto de estresores externos como la presencia de usuarios y/o actividades turísticas. Consideramos importante el desarrollo de estudios que permitan tener un mejor entendimiento de esta problemática en el área de estudio, dado que, por sus características intrínsecas, prevalecen en sus alrededores actividades portuarias, industriales, comerciales, y turísticas con el potencial de impactar la avifauna presente, entre otra fauna local (De Marco et al. 2005).

Por otro lado, futuros estudios deberían estar orientados a obtener información sobre las características físicas del área de estudio, tal como la profundidad, como así también de la vegetación presente en la misma. Esta información permitiría comprender mejor el comportamiento trófico de las especies, los tiempos de buceo, el retorno energético (Batulis & Bongiorno 1972), como así también el uso diferencial de sectores de los cuerpos de agua (Heimsath et al. 1993). Cabe destacar que la vegetación presente en cuerpos de agua como las lagunas evaluadas no solo es utilizada como recurso alimenticio por una gran diversidad de aves, sino que también funciona como resguardo (Traut & Hostetler 2003, Murray et al. 2013, Alikhani et al. 2021), donde los individuos pueden protegerse de amenazas presentes en el área como son los perros no supervisados (Berón & Seco Pon 2024), y salvajes, algunos de estos observados ingresando al agua con la intención de capturar a las aves (MH obs. pers.). Dado que los comportamientos que exhibe un individuo pueden verse afectados por la presencia de otros individuos tanto a escala específica como multi-específica (Yasué 2005, Gil et al. 2018, Mukherjee et al. 2023), sería relevante para futuros trabajos, evaluar el efecto del tamaño de grupo, como así también la composición del ensamble.

Finalmente, es prioritario conocer y comprender aspectos básicos de la biología de las especies de aves acuáticas que hacen uso de estos ecosistemas urbanos, las cuales se ven expuestas a diversos impactos antrópicos. Para esto, los estudios de línea de base comportamental juegan un rol fundamental en la comprensión del uso espacial y temporal que las aves acuáticas hacen de estas lagunas urbanas. Esto permitirá recomendar

posibles medidas de manejo para garantizar la preservación de la avifauna que hace uso del área, teniendo en consideración que la misma no solo es parte de un relicto de humedales costeros, sino que se encuentra, a su vez declarada Área Protegida a nivel local y está contigua a la Reserva Natural del Puerto de Mar del Plata y a un Sitio de Importancia para la Conservación de Aves (AICA BA12, Di Giacomo et al. 2007).

AGRADECIMIENTOS

Este estudio fue financiado por la Universidad Nacional de Mar del Plata (EXA 948/19). Agradecemos a la Editora en Jefe, una Editora Asociada y a dos revisores anónimos por sus comentarios y sugerencias, los cuales ayudaron a fortalecer el manuscrito.

MATERIAL SUPLEMENTARIO

Accedí al material suplementario de este artículo, visitando <https://doi.org/10.56178/eh.v41i1.1534>.

REFERENCIAS

- Alikhani S, Nummi P, Ojala A (2021) Urban wetlands: A review on ecological and cultural values. *Water* 13 (22):3301. <https://doi.org/10.3390/w13223301>
- Altmann J (1974) Observational study of behavior: sampling methods. *Behaviour* 49(3-4):227-266. <https://doi.org/10.1163/156853974X00534>
- Baaziz N, Samraoui B (2008) The Status and Diurnal Behaviour of Wintering Common Coot *Fulica atra* L. in the Hauts Plateaux, Northeast Algeria. *European Journal of Scientific Research* 23(3):495-512
- Barnard CJ (1980) Flock feeding and time budgets in the house sparrow (*Passer domesticus* L.). *Animal Behaviour* 28(1):295-309. [https://doi.org/10.1016/S0003-3472\(80\)80032-7](https://doi.org/10.1016/S0003-3472(80)80032-7)
- Batulis JC, Bongiorno SF (1972) Effect of water depth on diving times in the American Coot (*Fulica americana*). *The Auk* 89(3):665-667. [URL: <https://www.jstor.org/stable/4084267>]
- Beale CM, Monaghan P (2004) Human disturbance: people as predation-free predators?. *Journal of Applied Ecology* 41(2):335-343. <https://doi.org/10.1111/j.0021-8901.2004.00900.x>
- Berón MP, Seco Pon JP (2024) Colonia reproductiva de la Gaviota Cáhuil (*Chroicocephalus maculipennis*) y de Capucho Gris (*C. cirrocephalus*) en una laguna urbano-costera con al impacto antrópico en Mar del Plata, Argentina. *Revista Chilena de Ornitología* 30(1):53-61
- Borgmann KL (2011) A review of human disturbance impacts on waterbirds. *Audubon California* 376:1-23
- Bouvet Y, Desse RP, Morell P, Villar MDC (2005) Mar

- del Plata (Argentina): la ciudad balnearia de los porteños en el Atlántico suroccidental. *Investigaciones geográficas* 36:61-80. [URL: <http://hdl.handle.net/10045/276>]
- Cardoni DA, Favero M, Isacch JP (2008) Recreational activities affecting the habitat use by birds in Pampa's wetlands, Argentina: implications for waterbird conservation. *Biological Conservation* 141(3):797-806. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.12.024>
- Chávez-Villavicencio CC, Pérez PM, Valdivieso ET (2015) Respuesta de la riqueza de aves en presencia de visitantes, vehículos y perros en el humedal "El Culebrón", Chile. *The Biologist* 13(2):313-327
- De la Peña MR (2025) Tomo 4: Aramidae, Rallidae, Heliornithidae, Charadriidae, Haematopodidae, Recurvirostridae, Chionidae, Pluvianellidae. En: De la Peña MR (Ed.) *Aves Argentinas: Descripción, Comportamiento, Reproducción y Distribución (Actualización)*. Comunicaciones del Museo Provincial de Ciencias Naturales Florentino Ameghino, Nueva Serie, Santa Fe, Argentina. Pp. 1-165
- De Marco SG, Vega LE, Bellagamba PJ (2011) La reserva natural del Puerto Mar del Plata, un oasis urbano de vida silvestre. Universidad FASTA Ediciones, Mar del Plata, Argentina
- De Marco SG, Mallo JC, López de Armentia A, del Río JL (2005) Estado, Conflictos y Pronóstico del Complejo de Lagunas Costeras de Punta Mogotes, Mar del Plata, Buenos Aires, Argentina. *Biología Acuática* 22:77-88. [URL: <https://revistas.unlp.edu.ar/bacuatica/article/view/6830>]
- Di Giacomo A, De Francesco MV, Coconier EG (2007) Áreas importantes para la conservación de las aves en Argentina. Sitios Prioritarios para la conservación de la biodiversidad. *Temas de Naturaleza y Conservación* 5:1-514. CDROM. Edición Revisada y Corregida 1. Aves Argentinas/ Asociación Ornitológica del Plata, Buenos Aires
- Döpfner M, Quillfeldt P, Bauer HG (2009) Changes in behavioral time allocation of waterbirds in wing-molt at Lake Constance. *Waterbirds* 32(4):559-571. <https://doi.org/10.1675/063.032.0409>
- Draulans D, Vanherck L (1987) Food and foraging of Coot *Fulica atra* on fish ponds during autumn migration. *Wildfowl* 38(38):63-69
- Dunbar RI, Korstjens AH, Lehmann J, British Academy Centenary Research Project (2009) Time as an ecological constraint. *Biological Reviews* 84(3):413-429. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2009.00080.x>
- Echevarria AL, Martínez MV, Benavidez A, Fanjul ME (2022) Biología reproductiva de cuatro especies de Fulica, en el embalse La Angostura, Tafi del Valle, Tucumán. *Acta Zoológica Lilloana* 66(2):179-196. <http://dx.doi.org/10.30550/j.azl/2022.66.2/2022-08-26>
- Garamszegi LZ (2016) A simple statistical guide for the analysis of behaviour when data are constrained due to practical or ethical reasons. *Animal Behaviour* 120:223-234. <https://doi.org/10.1016/j.anbehav.2015.11.009>
- García GO, Favero M, Mariano-Jelicich R (2008) Red-gartered Coot *Fulica armillata* feeding on the grapsid crab *Cyrtograpsus angulatus*: advantages and disadvantages of an unusual food resource. *Ibis* 150(1):110-114. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2007.00753.x>
- Ghermandi A, van Den Bergh JC, Brander LM, De Groot HL, Nunes PA (2010) Values of natural and human-made wetlands: A meta-analysis. *Water Resources Research* 46(12):W12516. <https://doi.org/10.1029/2010WR009071>
- Gil MA, Hein AM, Spiegel O, Baskett ML, Sih A (2018) Social information links individual behavior to population and community dynamics. *Trends in ecology and evolution* 33(7):535-548. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2018.04.010>
- González Trilla G, Blanco DE (2017) Subregión Playas y marismas de la costa bonaerense. En: Benzaquen L, Blanco DE, Bo R, Kandus P, Lingua G, Minotti P, Quintana R (eds) *Regiones de humedales de la Argentina*. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable, Fundación Humedales/Wetlands International, Universidad Nacional de San Martín y Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina. Pp. 237-250
- Hassall C (2014) The ecology and biodiversity of urban ponds. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water* (2):187-206. <https://doi.org/10.1002/wat2.1014>
- Heimsath SF, López de Casenave J, Cueto VR, Citadino EA (1993) Habitat use by *Fulica armillata*, *Fulica leucoptera* and *Gallinula chloropus* during spring. *Hornero* 13(4):286-288. <https://doi.org/10.56178/eh.v13i4.1049>
- Hernandez MM, Berón MP, Zumpano F, Giardino G, Seco Pon JP (2021) Time-activity budget of the Snowy Sheathbill (*Chionis albus*) wintering at a Sea Lion (*Otaria flavescens*) haul-out in Argentina. *Waterbirds* 44(3):376-381. <https://doi.org/10.1675/063.044.0313>
- Illius AW, Tolkamp BJ, Yearsley J (2002) The evolution of the control of food intake. *Proceedings of the Nutrition Society* 61(4):465-472. <https://doi.org/10.1079/PNS2002179>
- Irwin S, O'Halloran J (1997) The wintering behaviour of coot *Fulica atra* L. at Cork Lough, south-west Ireland. En: Royal Irish Academy (eds) *Biology and environment: Proceedings of the Royal Irish Academy* 97B(2):157-162. [URL: <https://www.jstor.org/stable/20499996>]
- McKinney RA, Raposa KB, Cournoyer RM (2011) Wetlands as habitat in urbanizing landscapes: patterns of bird abundance and occupancy. *Landscape and Urban Planning* 100(1-2):144-152. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.11.015>
- Mukherjee A, Pal S, Das P, Mukhopadhyay SK (2023) Time activity budget and foraging behavior: important determinants of resource sharing and guild structure in wintering waterbirds. *European Journal of Wildlife Research* 69(2):30. <https://doi.org/10.1007/s10344-023-01648-4>

- Murray CG, Kasel S, Loyn RH, Hepworth G, Hamilton AJ (2013) Waterbird use of artificial wetlands in an Australian urban landscape. *Hydrobiologia* 716:131-146. <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1558-x>
- Narosky T, Yzurieta D (2010) Aves de Argentina y Uruguay: Guía de identificación / Birds of Argentina and Uruguay. A field guide. 16ª ed. Vázquez Mazzini Editores, Buenos Aires. Pp. 432
- Newton I (2010) Bird migration. Collins New Naturalist Library (Vol. 113). Harper Collins, UK
- Olguín PF, Beltzer AH, Attademo AM (2013) Biología alimentaria de algunas especies de rallidos (rallidae) del valle de inundación del río Paraná Medio. *Ornitología Neotropical* 24(1):15-26. [URL: https://digitalcommons.usf.edu/ornitologia_neotropical/vol24/iss1/2/]
- Palta MM, Grimm NB, Groffman PM (2017) "Accidental" urban wetlands: ecosystem functions in unexpected places. *Frontiers in Ecology and the Environment* 15(5):248-256. <https://doi.org/10.1002/fee.1494>
- Pastore M (2025) Overlapping: Estimation of Overlapping in Empirical Distributions. R package version 2.2. [URL: <https://CRAN.R-project.org/package=overlapping>] (14/03/2025)
- Pastore M, Calcagni A (2019) Measuring distribution similarities between samples: A distribution-free overlapping index. *Frontiers in psychology* 10:1089. <https://doi.org/10.3389/fpsyg.2019.01089>
- R Core Team (2023) R: a Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. [URL: <https://www.r-project.org/>]
- Ramsar SD (2016) Introducción a la Convención sobre los Humedales. Secretaría de la convención de Ramsar, Gland, Suiza
- Richeri PE (2011) Lagunas urbano-costeras de punta mogotes, síntesis diacrónica y sincrónica de sus transiciones: Párrafos Geográficos N° 16. *Párrafos Geográficos* 10(2):38-52
- Rose P, Roper A, Banks S, Giorgio C, Timms M, Vaughan P, Hatch S, Halpin S, Thomas J, O'Brien M (2022) Evaluation of the time-activity budgets of captive ducks (Anatidae) compared to wild counterparts. *Applied Animal Behaviour Science* 251:105626. <https://doi.org/10.1016/j.applanim.2022.105626>
- Ryan MR., Dinsmore JJ (1979) A quantitative study of the behavior of breeding American Coots. *The Auk* 96(4):704-713. [URL: <https://www.jstor.org/stable/4085657>]
- Ryma B, Mouloud B (2018) The wintering behavior of common coot *Fulica atra* L. in the Hauts Plateaux, Northeast Algeria. *International Journal of Biosciences* 12(1):230-241
- Salvador SA (2012) Reproducción del género *Fulica* (Aves, Rallidae) en el departamento Gral. San Martín, Córdoba, Argentina. *Biológica: Revista de Naturaleza, Conservación y Sociedad* 15:37-41
- Schnack JA, De Francesco FO, Colado UR, Novoa KL, Schnack EJ (2000) Humedales antrópicos: su contribución para la conservación de la biodiversidad en los dominios subtropical y pampásico de la Argentina. *Ecología Austral* 10:63-80. [URL: http://hdl.handle.net/20.500.12110/ecologiaaustal_v010_n01_p063]
- Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación (2006) Humedales de la República Argentina. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina. [URL: <https://bit.ly/466R8kV>] (10/09/2025)
- Silva C, Barrientos C, Figueroa RA, Martín N, Contreras Á, Ardiles K, Moreno L, González-Acuña D (2011) Biología reproductiva de la tagua común (*Fulica armillata*) y la tagua de frente roja (*F. rufifrons*) en un área agroforestal del centro-sur de Chile. *Gayana* 75(2):161-169. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-65382011000200005>
- Stephens DW, Brown JS, Ydenberg RC (2007) Foraging: Behavior and Ecology. University of Chicago Press, Chicago, USA. <https://doi.org/10.7208/chicago/9780226772653.001.0001>
- Tallei E, Benavidez A, Schaaf A, Isola P, Zanotti M (2021) Seasonal dynamics of waterbirds from a relict wetland in the central Monte Desert, Argentina. *Neotropical Biology and Conservation* 16(2):333-349. <https://doi.org/10.3897/neotropical.16.e61672>
- Traut AH, Hostetler ME (2003) Urban lakes and waterbirds: effects of development on avian behavior. *Waterbirds* 26(3):290-302. [https://doi.org/10.1675/1524-4695\(2003\)026\[0290:U-LAWEO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1675/1524-4695(2003)026[0290:U-LAWEO]2.0.CO;2)
- Traut AH., Hostetler ME (2004) Urban lakes and waterbirds: effects of shoreline development on avian distribution. *Landscape and Urban Planning* 69(1):69-85. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2003.08.009>
- Velásquez C, Jaramillo E, Camus PA, San Martín C (2019) Consumption of aquatic macrophytes by the Red-gartered Coot *Fulica armillata* (Birds: Rallidae) in a coastal wetland of north central Chile. *Gayana* 83(1):68-72. <https://doi.org/10.4067/S0717-65382019000100068>
- Xie S, Marzluff JM, Su Y, Wang Y, Meng N, Wu T, Gong C, Lu F, Xian C, Zhang Y, Ouyang Z (2022) The role of urban waterbodies in maintaining bird species diversity within built area of Beijing. *Science of the Total Environment* 806:150430. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150430>
- Yasué M (2005) The effects of human presence, flock size and prey density on shorebird foraging rates. *Journal of Ethology* 23(2):199-204. <https://doi.org/10.1007/s10164-005-0152-8>

CARACTERIZACIÓN DE NIDOS DE AVES USUARIAS SECUNDARIAS DE CAVIDADES EN CAJAS NIDO EN FORESTACIONES DEL BAJO DELTA DEL PARANÁ

Melisa A. Marquez^{1*}, Sandra M. Cappelletti^{2,3,4}, Natalia G. Fracasi³ & Pamela Graff^{1,4,5}

¹Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires (UBA). Av. S. Martín 4453, CABA, Buenos Aires, Argentina

²Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires (UBA). Av. Int. Cantilo, CABA, Buenos Aires, Argentina

³Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), E.E.A. Delta del Paraná, CRBAN. Paraná de las Palmas y Canal L. Comas. Buenos Aires, Argentina

⁴Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET)

⁵Agencia de Extensión Rural Coronel Suárez, Estación Experimental Agropecuaria Cesáreo Naredo, INTA. Sauce Corto 589, Coronel Suárez, Buenos Aires, Argentina

*melmarquez@agro.uba.ar

RESUMEN: El Bajo Delta del Paraná presenta un paisaje fuertemente modificado por la producción forestal y ganadera, lo que ha transformado sus ambientes originales y afectado la disponibilidad de recursos para la avifauna. Las aves insectívoras que nidifican en cavidades son potenciales agentes de control biológico en sistemas productivos, por lo cual la instalación de cajas nido se ha propuesto como una herramienta de manejo forestal sostenible y una oportunidad para profundizar en la biología reproductiva de especies poco estudiadas. En este trabajo se caracterizaron los nidos construidos en cajas nido por Chinchero Chico (*Lepidocolaptes angustirostris*), Burlisto Pico Canela (*Myiarchus swainsoni*), Benteveo Rayado (*Myiodynastes maculatus*), Tordo Músico (*Agelaioides badius*) y Ratona (*Troglodytes musculus*), en un paisaje forestal dominado por Salicáceas del Bajo Delta del Paraná, Buenos Aires, Argentina. Se analizaron 50 nidos correspondientes al periodo 2020–2025. Los nidos del Burlisto Pico Canela se caracterizaron por el predominio de materiales blandos (musgo, fibras vegetales, pelos y plumas) y material artificial. Los nidos del Tordo Músico estuvieron compuestos principalmente por fibras vegetales y los de la Ratona por ramas. En cambio, los nidos del Benteveo Rayado y del Chinchero Chico estuvieron compuestos por un único material: peciolo y corteza, respectivamente. Todas las especies construyeron nidos con taza definida y con parámetros morfométricos conservados para la especie, a excepción del Chinchero Chico, cuyo nido no presenta una estructura definida. Este estudio aporta la primera caracterización de sus nidos en cajas nido del Bajo Delta del Paraná, incluyendo información inédita sobre su biología reproductiva.

PALABRAS CLAVE: *caja nido, composición de nidos, Delta del Paraná, morfometría de nidos, plantaciones de Salicaceae*

Las aves usuarias secundarias de cavidades, en este caso nidificadoras, son aquellas que utilizan cavidades preexistentes, ya sean naturales o excavadas por otras especies. Por lo que la disponibilidad y calidad de estos refugios condicionan su supervivencia local (Cockle et al. 2011a, 2011b, Van der Hoek et al. 2017). Muchas de estas aves pertenecen al gremio de las insectívoras, y podrían cumplir un rol fundamental en el control de insectos y el equilibrio ecológico de diversos ecosistemas, en particular los

forestales (Monteagudo et al. 2023). La sustitución de bosques nativos por forestaciones comerciales con especies exóticas tiende a reducir las cavidades disponibles (Politi et al. 2009), lo que ha impulsado el uso creciente de cajas nido como estrategia de manejo para mitigar esta pérdida (Olah et al. 2014, Kiss et al. 2017). La efectividad de esta medida para incrementar el éxito reproductivo no depende únicamente de la disponibilidad de cajas nido, sino también de la disponibilidad de materiales de construcción adecuados.

Los cambios en la vegetación pueden afectar estos materiales y, con ello, la estructura del nido y la supervivencia de los pichones (Álvarez & Barba 2009, Honorato et al. 2016). La composición del nido es un buen indicador del uso y calidad del hábitat durante el periodo reproductivo, y cumple funciones clave como aislamiento térmico, soporte y protección (Martínez Vilalta et al. 2002, Calvelo et al. 2006, Mainwaring et al. 2014). A su vez, la posición del nido dentro de la cavidad también modula estos factores (Bulit & Massoni 2004). Pese a la importancia de estas variables, en el Neotrópico existe escasa información detallada sobre cómo las aves nidificadoras secundarias de cavidades construyen sus nidos (Bonaparte et al. 2024).

En Argentina, la información disponible sobre estas especies se ha centrado en caracterizar huevos, pichones y aspectos del comportamiento reproductivo, como cuidado parental, tamaño de nidada y permanencia de pichones (Di Giacomo & Lanús 1998, Salvador 2014, De la Peña 2019, Jauregui et al. 2019). Los nidos en cavidades suelen describirse mediante observaciones *in situ*, y si bien, en algunos casos se registran los materiales principales y medidas como tamaño y profundidad de taza, la obtención de este tipo de datos es limitada debido a las dificultades de acceso a las cavidades.

El Delta del Paraná es un extenso sistema de humedales que alberga una alta diversidad de aves, incluyendo especies residentes y migratorias, algunas de ellas con algún grado de amenaza (Quintana & Bó 2011, Fracassi et al. 2021). En el sector bonaerense del Bajo Delta, el paisaje ha experimentado una marcada transformación en las últimas décadas, principalmente por la expansión de plantaciones de salicáceas (sauces –*Salix* sp. y álamos –*Populus* sp.) que han reemplazado ambientes naturales como el monte blanco y los pajonales (Fracassi et al. 2021). El monte blanco, dominado por especies arbóreas características como el Laurel Criollo (*Ocotea acutifolia*), Laurel de Río (*Nectandra falcifolia*), Taramú (*Citharexylum montevidense*), Ingá (*Inga vera*) y Ceibos (*Erythrina crista-galli*), e integrado además por arbustos, enredaderas, epífitas y herbáceas, existe actualmente en forma de parches relictuales (Burkart 1957, Kalesnik et al. 2008). Estos cambios en la estructura y composición de la vegetación podrían afectar la disponibilidad de cavidades para nidificar, así como la oferta de materiales que las aves pueden utilizar para construir sus nidos, lo que podría repercutir en su reproducción y en su persistencia en estos ambientes productivos (Atienzar Navarro et al. 2010).

Con el objetivo de comprender los requerimientos

de nidificación y aportar información relevante para el manejo y la conservación en ambientes forestales productivos, este estudio caracterizó la estructura y composición de los nidos construidos en cajas nido, y describió aspectos generales de la biología reproductiva de cinco especies de aves: Benteveo Rayado (*Myiodynastes maculatus*), Ratona (*Troglodytes musculus*), Chinchero Chico (*Lepidocolaptes angustirostris*), Burlisto Pico Canela (*Myiarchus swainsoni*) y Tordo Músico (*Agelaioides badius*), en ambientes forestales productivos y naturales del Bajo Delta bonaerense.

MÉTODOS

Área de estudio

Se ubica en el sector insular de Campana y San Fernando (34°04'S, 58°53'O), provincia de Buenos Aires, Argentina, dentro de la ecorregión Delta e Islas del Paraná (Burkart et al. 1999), abarcando una superficie aproximada de 58,000 ha (Borodowski & Suárez 2005). Se trata de una planicie deltaica influenciada por la dinámica fluvial, que moldea el paisaje insular (Summerfield 1991). Actualmente, presenta un mosaico de islas atravesadas por canales artificiales, donde se desarrolla principalmente la producción ganadera y forestal de salicáceas bajo sistemas de endicamiento (Kandus et al. 2003). El clima es templado y subhúmedo, con temperaturas medias anuales de 16.7°C a 18°C, la precipitación anual es de 1000 mm y la humedad relativa es del 79% (Arana et al. 2021).

Típicamente, las islas presentan una forma de cubeta, con bajos (80% de la superficie) y albardones (20%; Borodowski 2017). Los bajos, antiguamente ocupados por pajonales de Paja Brava (*Scirpus giganteus*), fueron transformados en pasturas exóticas para ganadería y superficies destinadas a forestación de Álamo y Sauce (Kandus 1997, Kandus et al. 2003, Biondini & Kandus 2006). Los albardones y medias lomas, antes dominados por el monte blanco -selva en galería y ceibales (*Erythrina crista-galli*) - fueron transformados en forestaciones de álamo y bosque secundario (Kalesnik & Quintana 2005).

Los ambientes del Bajo Delta están fuertemente influenciados por la implementación de obras de sistematización (i.e., zanjales, endicamientos, y sistemas semicerrados) que permiten el drenaje y control de inundaciones con el fin de adaptar los terrenos al cultivo forestal (Borodowski & Suárez 2005). Así como, por las prácticas silvícolas tradicionales asociadas a la especie forestal, tales como desmalezado, poda y raleo (Fracassi et al. 2021). En general, las

plantaciones de Álamo presentan baja densidad arbórea, escasa estratificación y un sotobosque dominado por herbáceas, principalmente Junco de Ribera (*Carex riparia*). En contraste, las plantaciones de sauce conforman ambientes más densos, con dos a tres estratos arbustivos dominados por especies exóticas como Hierba Americana (*Phytolacca americana*) y Zarzamora (*Rubus ulmifolius*; Fracassi et al. 2021). Asimismo, se registran parches de bosque secundario inmersos en las plantaciones, resultantes del abandono de áreas productivas, donde conviven especies ribereñas originales (Canelón, *Myrsine laetevirens*; Laurel de Río, *Nectandra angustifolia*; Ceibo, *Erythrina crista-galli*) con invasoras como Lirio Amarillo (*Iris pseudacorus*) y Ligustro (*Ligustrum* sp.), configurando un mosaico heterogéneo de hábitats en el paisaje forestal (Rossi & De Magistris 2014).

Diseño experimental

Los nidos analizados en este estudio provinieron de un proyecto de investigación de largo plazo desarrollado por investigadores de INTA Delta del Paraná, donde se evalúa el aporte de aves insectívoras al control de insectos plaga en sistemas forestales y el uso de cajas nido como herramienta de manejo. Bajo ese proyecto se diseñaron cajas nido de madera de álamo (2cm de grosor) de tipo buzón de 30 × 15 × 15 cm (alto × ancho × largo) y orificios de entrada de 4.5, 5, 6 y 7 cm de diámetro, con el fin de atraer a cinco especies de aves insectívoras usuarias secundarias de cavidades (en adelante, especies focales) presentes en forestaciones del Bajo Delta del Paraná (Fracassi et al. 2021). Las dimensiones y características de las cajas se definieron en función del tamaño corporal y las preferencias de nidificación de estas especies. Entre ellas, el rango de diámetros de abertura de las cajas, buscó cubrir un rango potencial para las cinco especies focales adaptando modelos previamente utilizados por estas u otras especies ecológicamente similares (Proyecto VOLCAM 2007, Llambías & Fernández 2009, Calderón Martínez 2018). Las cajas nido se instalaron en forestaciones de Álamo y Sauce, y parches de bosque secundario, a una distancia de 25m entre sí y a dos metros del suelo, coincidiendo con el rango vertical de nidificación de las cinco especies focales (De la Peña 2006), orientadas hacia el norte y sujetas a los troncos de los árboles con alambre. Las cajas permanecieron activas durante cinco temporadas reproductivas consecutivas (primavera-verano 2020 a 2025), durante las cuales fueron revisadas semanalmente. La identificación de las especies anidando se realizó mediante observación directa de los adultos y

el reconocimiento de nidos, huevos y pichones, con el apoyo de guías especializadas (De la Peña 2006).

Para el desarrollo de este trabajo, al finalizar cada temporada reproductiva (marzo-abril), registramos variables morfométricas del nido *in situ* (altura del nido, diámetro y profundidad de la taza), y colectamos los nidos en bolsas de papel para su posterior procesamiento en laboratorio, donde evaluamos su composición. Obtuvimos la posición de la taza respecto de la entrada de la caja y el porcentaje de volumen taza/nido a partir de fotografías del interior de la caja tomadas durante la temporada reproductiva, las cuales nos permitieron documentar la estructura de los nidos y los materiales frescos antes de la aparición de los pichones. Además, estas imágenes posibilitaron obtener variables relacionadas con aspectos reproductivos de las distintas especies, como el tamaño de puesta, la duración de la incubación y el tiempo de desarrollo de los pichones hasta el abandono del nido. Los diámetros de cinco y seis cm de entrada de las cajas fueron los más representados entre los nidos analizados, y fueron utilizados por todas las especies focales, aunque esta distribución refleja únicamente los nidos que pudieron ser colectados.

Caracterización de las especies

Para este estudio logramos obtener nidos de las cinco especies focales: Benteveo Rayado, Ratona, Chinchero Chico, Burlisto Pico Canela y Tordo Músico. Todas estas especies utilizan cavidades naturales, nidos abandonados de carpinteros (*Colaptes* sp.) u horneros (*Furnarius rufus*), o estructuras artificiales para nidificar (Salvador 2014, Salvador & Narosky 2025), y se incluyen en el gremio de las aves insectívoras, aunque algunas incorporan semillas y/o frutos en su dieta (Kirwan et al. 2022). Su período reproductivo local se concentra entre octubre y marzo. De las especies mencionadas, el Burlisto Pico Canela y el Benteveo Rayado son especies migratorias, estando presentes en la región durante la temporada reproductiva, el resto son residentes (Narosky & Yzurieta 2010, López-Lanús 2020). El tamaño de puesta varía entre dos y seis huevos, y en todas las especies ambos padres participan en el cuidado y alimentación de los pichones hasta el emplume (Salvador 2014, De la Peña 2019).

Selección y análisis de nidos

Analizamos nidos correspondientes a las temporadas reproductivas entre 2020-2021 y 2024-2025. Siempre que fue posible consideramos nidos 'no apilados'; es decir, aquellos que no estaban ubicados

debajo o sobre nidos de otras especies en la misma caja, salvo en casos excepcionales en los que su morfología o composición permanecía intacta. Basamos el análisis y la caracterización morfométrica y composicional de los nidos en metodologías adaptadas de Bulit & Massoni (2004), Atienzar Navarro et al. (2010) y Honorato et al. (2016).

Análisis morfométrico. Para este análisis consideramos un conjunto de mediciones cuantitativas que describen la forma, las dimensiones y la estructura física de cada nido. Estas métricas permiten caracterizar la arquitectura de los nidos asociada a la estrategia constructiva propia de cada especie. Dado que todas las especies focales (exceptuando al Chichero Chico), presentan un nido en forma de taza, registramos: (a) el diámetro y profundidad de la taza (Material

Suplementario Fig. 1A) y (B) altura del nido. Medimos las tres variables *in situ*, en centímetros y con una regla milimetrada, dentro de la caja nido y previo a la recolección del nido, con el fin de evitar sesgos derivados de la deformación del material durante la extracción y el almacenamiento del mismo. Estimamos otras variables visualmente, a partir de las imágenes tomadas del interior de las cajas nido durante los monitoreos llevados a cabo en la temporada reproductiva: (1) ubicación de la taza (anterior, central o posterior) respecto a la cavidad de entrada de la caja nido (Material Suplementario Fig. 1B) y (2) volumen porcentual de la taza respecto al nido (Material Suplementario Fig. 1C).

Análisis composicional. En el laboratorio desarmamos cada nido y clasificamos sus materiales por tipo: 1. pelo, 2. plumas, 3. corteza, 4. peciolo/ramas finas

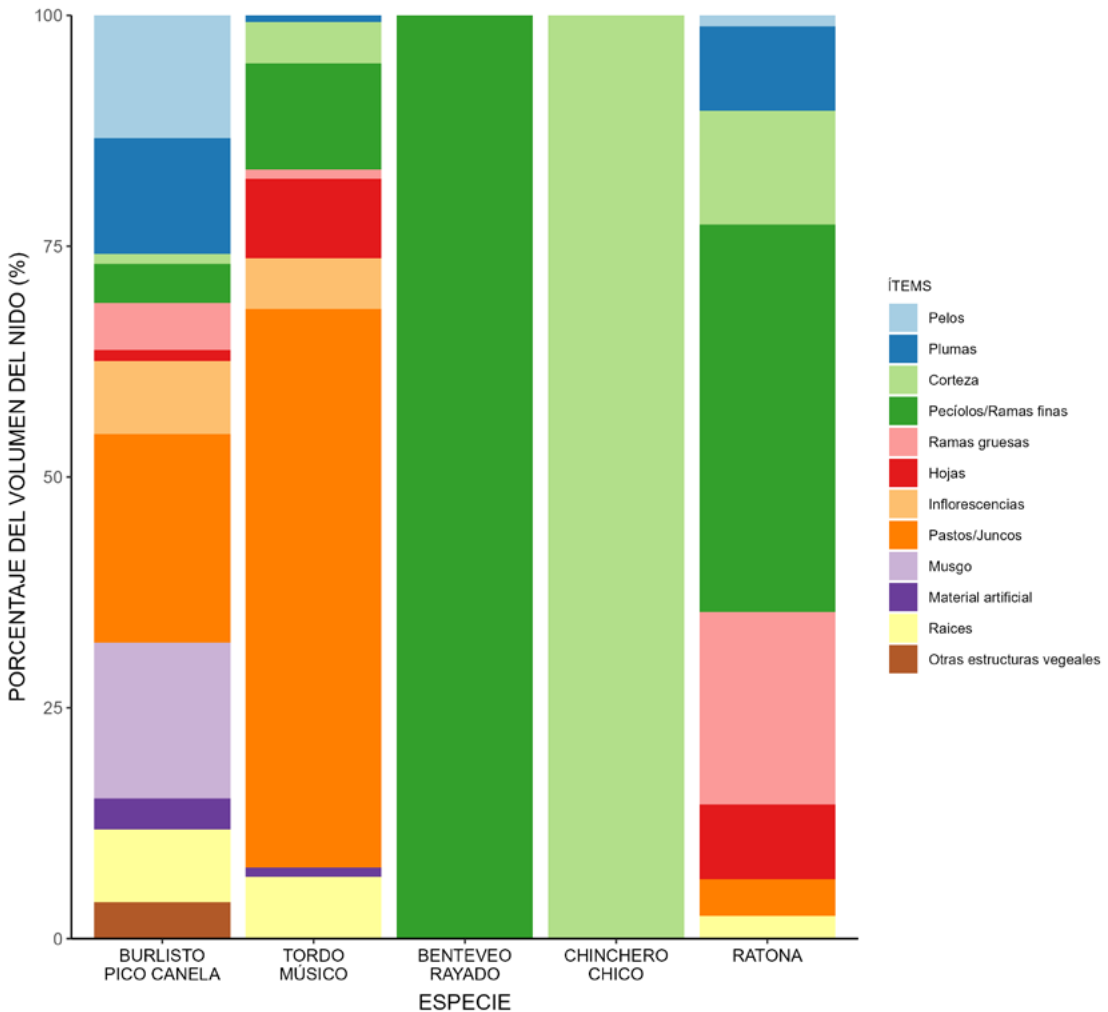


Figura 1. Volumen porcentual medio de los materiales utilizados para la construcción del nido de Burlisto Pico Canela (*Myiarchus swainsoni*), Tordo Músico (*Agelaioides badius*), Benteveo Rayado (*Myiodynastes maculatus*), Chinchero Chico (*Lepidocolaptes angustirostris*) y Ratona (*Troglodytes musculus*), en cajas nido ubicadas en una matriz forestal en el Bajo Delta del Paraná, Buenos Aires, Argentina, durante cinco temporadas reproductivas consecutivas (2020-2025).

(Ø < 2 mm), 5. ramas gruesas (Ø > 2 mm, 6. hojas, 7. inflorescencias, 8. pastos/juncos, 9. musgo, 10. material artificial, 11. raíces, y 12. ‘otras estructuras vegetales’, registrando el volumen porcentual de cada uno, estimado visualmente luego de disgregar cada nido. Realizamos la identificación del material mediante consultas a expertos en botánica y mejoramiento genético de la EEA INTA Delta, complementado con claves específicas para *Salix* sp. y *Populus* sp. (Zuloaga & Belgrano 2017, Monteoliva 2024) y con guías regionales de flora del Bajo Delta del Paraná y áreas ribereñas asociadas (Rossi & De Magistris 2014, Rodríguez et al. 2018).

Análisis de datos

Para cada especie, calculamos el valor medio porcentual y el desvío estándar (DE) del volumen de cada ítem de material empleado en la construcción del nido, así como de las variables morfométricas analizadas, a partir del conjunto de nidos seleccionados durante las temporadas reproductivas 2020–2025.

RESULTADOS

Analizamos 50 nidos de las cinco especies focales: 44 en estructura y composición y seis solo en composición (cuatro nidos del Chinchero Chico sin estructura definida, y dos nidos aplastados). De la Ratona y el Burlisto Pico Canela recolectamos nidos en plantaciones de álamos, sauces y bosque secundario (Ratona: $n = 5, 5$ y 7 ; Burlisto: $n = 5, 5$ y 2). En el caso del Tordo Músico y el Benteveo Rayado, recolectamos nidos en álamos y sauces (Tordo Músico: $n = 5$ y 5 ; Benteveo Rayado: $n = 5$ y 2), que fueron los únicos ambientes con registros de nidificación. Finalmente, del Chinchero Chico recolectamos nidos en plantaciones de sauce ($n = 4$), que fue el único ambiente en el que anidó. En general, los nidos presentaron taza definida (excepto en Chinchero Chico) y variaron en volumen y ubicación dentro de la caja, y con dimensiones del nido características por especie (Tabla 1).

El período de incubación osciló entre 13 y 16 días (mínimo en Burlisto Pico Canela, máximo en Benteveo Rayado), mientras que la permanencia de pichones varió entre 14 y 17 días (mínimo en Ratona, máximo en Benteveo Rayado) y el tamaño de puesta fue mayor

Tabla 1. Valores medios ($\pm$ DE) de las variables morfométricas analizadas en los nidos de: Burlisto Pico Canela (*M. swainsoni*), Tordo Músico (*A. badius*), Benteveo Rayado (*M. maculatus*) y Ratona (*T. musculus*), en cajas nido ubicadas en una matriz forestal en el Bajo Delta del Paraná, Buenos Aires, Argentina durante cinco temporadas reproductivas consecutivas (2020-2025).

	Burlisto Pico Canela	Tordo Músico	Benteveo Rayado	Ratona
Numero de nidos	12	10	7	15
Volumen de la taza/nido (%)	26.66 $\pm$ 5.36	45.00 $\pm$ 15.27	46.42 $\pm$ 11.70	34.33 $\pm$ 10.32
Diámetro de la taza (cm)	6.28 $\pm$ 1.45	7.40 $\pm$ 2.22	8.14 $\pm$ 1.37	5.70 $\pm$ 0.80
Profundidad de la taza (cm)	1.97 $\pm$ 0.62	3.35 $\pm$ 1.81	2.15 $\pm$ 0.78	3.95 $\pm$ 1.36
Altura del nido (cm)	4.30 $\pm$ 1.72	7.33 $\pm$ 1.74	8.29 $\pm$ 2.70	7.86 $\pm$ 2.03
Ubicación de la taza en el nido	Posterior (11/12)	Central (7/10)	Posterior (6/7)	Variable

Tabla 2. Variables reproductivas registradas por especie: período de incubación (días), duración de la permanencia de los pichones en el nido (días), tamaño de la puesta y número de pichones, calculadas a partir de imágenes del interior de las cajas nido tomadas durante las temporadas reproductivas 2020–2025, ubicadas en una matriz forestal en el Bajo Delta del Paraná, Buenos Aires, Argentina.

Especies	Incubación (días)	Permanencia de pichones (días)	Número de huevos	Número de pichones
Burlisto Pico Canela	13.88 $\pm$ 0.72	16.38 $\pm$ 0.72	4.75 $\pm$ 0.48	4.25 $\pm$ 0.63
Tordo Músico	13.44 $\pm$ 0.34	14.89 $\pm$ 0.39	5.38 $\pm$ 0.46	4.63 $\pm$ 0.42
Benteveo Rayado	15.94 $\pm$ 0.50	17.19 $\pm$ 0.67	3.75 $\pm$ 0.16	2.63 $\pm$ 0.42
Chinchero Chico	15.30 $\pm$ 0.49	15.60 $\pm$ 0.30	2.60 $\pm$ 0.66	2.20 $\pm$ 0.49
Ratona	14.70 $\pm$ 0.58	14.70 $\pm$ 0.85	4.60 $\pm$ 0.24	4.20 $\pm$ 0.37

en Burlisto Pico Canela, Tordo Músico y Ratona (~4 – 5 huevos) que en Benteveo Rayado y Chinchero Chico (~2 – 3 huevos; Tabla 2).

Los nidos se construyeron principalmente con materiales vegetales, con menor aporte de materiales animales y artificiales. En varias especies evidenciamos un uso predominante de material proveniente de salicáceas de plantación (prácticamente un 100% de la composición en nidos de Benteveo Rayado y Chinchero Chico, y un 80% en Ratona en plantaciones). Los elementos más frecuentes fueron ramas y pecíolos, fibras herbáceas y corteza (material exclusivo en Chinchero Chico), mientras que musgos, plumas, pelos y nylon fueron característicos en Burlisto Pico Canela (Fig. 1).

A continuación, detallamos las características composicionales por especie.

Burlisto Pico Canela

Contabilizamos hasta 12 ítems de materiales formando un entreverado denso de diversos materiales blandos, predominando materiales vegetales silvestres; es decir, no provenientes de los ejemplares de salicáceas plantados, especialmente pastos y juncos (23%), musgo (17%), e inflorescencias (8%) perteneciente al material sedoso del fruto (vilano) de la inflorescencia del cardo del género *Cirsium* sp., y materiales de origen animal (pelos, 13% y plumas, 13%; Fig. 1). Las fibras vegetales (pastos y juncos), musgo y pelos, fueron usados para entretejer la matriz del nido, y plumas y parte de los pelos para tapizar la taza y cubrir los huevos (Fig. 2A). El uso de otros materiales fue menor; corteza (1%), raíces (8%), ramas finas (4%), gruesas (5%) y llamativamente material artificial (3%; Fig. 1). En este último ítem clasificamos materiales como nylon, bolsas de plástico, y cinta adhesiva, utilizados en bajo volumen, en el 50% de los casos empleados para tapizar la taza. En dos nidos, encontramos materiales vegetales poco frecuentes

(clasificados como 'otras estructuras vegetales'): acículas de pino en uno de los casos y una planta acuática del género *Salvinia* sp. ('Acordeón'), colocada entera como parte de la matriz del nido.

Tordo Músico

Los nidos presentaron un entramado semi-denso a denso, con hasta nueve ítems de materiales registrados (Fig. 1). Predominaron las fibras vegetales agrupadas en el ítem 'pastos y juncos', que representaron en promedio el 61% del volumen, incluyendo especies como juncos pertenecientes al género *Carex* sp., Cortadera (*Cortaderia selloana*) y otras gramíneas no identificadas. El material más fino de esta categoría junto con raíces (7%), conformaron la taza (Fig. 2B). En menor proporción, se incorporaron ramas finas (11,5%) y gruesas (1%), hojas (9%) e inflorescencias (5,5%) de ejemplares forestales formando la matriz del nido. También registramos en uno de los 10 nidos analizados nylon clasificado bajo el ítem 'material artificial'. Cabe destacar que observamos una alta frecuencia de nidos construidos sobre los de otras aves, principalmente de la Ratona (seis de los 10 nidos analizados).

Benteveo Rayado

Los nidos estuvieron constituidos por un entramado semi-denso a denso de un único material (100% de la composición del nido) clasificado como pecíolos/ramas finas (Figs. 1 & 2C), que pudieron ser identificadas en todos los casos analizados, pertenecientes a álamos gracias a la presencia de pedúnculos florales con restos algodonosos, característicos de sus inflorescencias.

Chinchero Chico

La estructura del nido consistió exclusivamente en una capa de corteza sin conformar una taza definida,



Figura 2. Imagen del interior de la caja nido con nido y huevos de A) Burlisto Pico Canela (*Myiarchus swainsoni*) en forestaciones de Sauce, B) Tordo Músico (*Agelaioides badius*) en Sauce, C) Benteveo Rayado (*Myiodynastes maculatus*) en forestaciones de Álamo, D) Chinchero Chico (*Lepidocolaptes angustirostris*) en Sauce, y E) Ratona (*Trogodytes musculus*) en Sauce. Todas las imágenes corresponden a la temporada reproductiva 2021-2022, en una matriz forestal en el Bajo Delta del Paraná, Buenos Aires, Argentina.

por lo que registramos medidas morfométricas. Los huevos fueron depositados sobre esta capa, ubicados generalmente en el centro (Fig. 2D). En todos los casos, los fragmentos de corteza conservaban rasgos característicos de las variedades de sauce cultivadas en donde anidó la especie.

Ratona

Identificamos un total de ocho ítems de materiales en los nidos (Fig. 1). El principal material para la construcción de los nidos fueron ramas de grosor variable (finas de diámetro < 2 mm y gruesas de diámetro > 2 mm; Fig. 2E), provenientes tanto de especies forestadas (álamos o sauces), como de vegetación silvestre leñosa de especies que crecen en el sotobosque de las forestaciones (e.g., Zarza Pajarera, *Rubus caesius*), o de especies provenientes del bosque secundario, dependiendo del ambiente donde había sido construido el nido. Las ramas, que representaron en promedio el 62.7% del volumen del nido, se dispusieron formando una matriz estructural de ramas entrecruzadas y delimitando la taza (Fig. 2E). El aporte de otros materiales fue reducido: registramos pastos (4%), corteza (12 %), y hojas (8%). Entre estas últimas, el uso de láminas foliares de Álamo fue común en los nidos provenientes de plantaciones de este tipo de árbol. Encontramos las plumas tapizando la taza, o con un uso más generalizado formando parte de la matriz del nido.

DISCUSIÓN

Este estudio constituye la primera caracterización integral de nidos de cinco especies de aves nidificadoras secundarias de cavidades en cajas nido en el Bajo Delta del Paraná. En particular, presentamos la primera descripción detallada de los nidos en cajas nido del Burlisto Pico Canela y del Tordo Músico, ampliando de manera sustancial la información previa disponible en Argentina.

Aunque la información sobre el nido del Burlisto Pico Canela es escasa, la estructura general fue similar a la descrita en otros trabajos (De la Peña 2019, Joseph 2020), y su composición con lo observado en otros tiránidos (Hansell 2000). Se sugiere que el uso de materiales blandos, es decir aquellos que no contribuyen a una estructura rígida del nido, tales como musgo, fibras vegetales, y plumas, está asociado al aislamiento térmico, cohesión estructural y, en el caso del musgo, a posibles beneficios antimicrobianos (Clark & Mason 1985, Dubiec et al. 2013, Mainwaring et al. 2014). Un hallazgo novedoso fue la incorporación de plásticos y otros materiales artificiales en la

tapicería de la taza, práctica común en aves urbanas (Reynolds et al. 2019), pero no documentada previamente en esta especie. Si bien este comportamiento revela una amplitud en la selección de materiales, resulta necesario evaluar su impacto potencial sobre el éxito reproductivo. Diversos estudios han reportado efectos negativos en el éxito reproductivo asociados al uso de materiales artificiales (Townsend & Barker 2014, Wang et al. 2021, Corrales-Moya et al. 2023). A nivel local, investigaciones en la región pampeana han documentado consecuencias críticas como heridas abiertas, amputaciones y mortalidad por estrangulamiento, asociadas principalmente al uso de hilos de polipropileno y tanzas de pesca (Yassin et al. 2025). Estos hallazgos se integran con reportes regionales que advierten sobre riesgos de asfixia por plásticos, alteraciones en la termorregulación de los nidos y un incremento en la depredación debido a la alta visibilidad de los materiales artificiales (Azevedo-Santos et al. 2022, Lindwedel Cruz 2023).

La mayoría de los materiales de los nidos podían encontrarse en el sotobosque del ambiente de colecta. Por ejemplo, nidos colectados en rodales de álamo bajo manejo de sistema silvopastoril, presentaron una mayor proporción de pelos. Esto plantea interrogantes sobre la escala de búsqueda y el efecto de la disponibilidad local en la calidad del nido, especialmente en sistemas forestales donde el manejo reduce el sotobosque. En este sentido, resulta prioritario integrar futuros censos de vegetación con el estudio de los nidos, para evaluar cómo el manejo silvícola, especialmente prácticas como el desmalezado, influye en la oferta de recursos constructivos. Por otro lado, registramos un mayor número en promedio de huevos por puesta (+ 2 huevos) en comparación con lo reportado en bibliografía, y un periodo de incubación ligeramente más corto (- 2.12 días; De la Peña 2019).

Los nidos del Tordo Músico mostraron un patrón constructivo consistente con lo descrito para nidos en cavidades naturales: materiales gruesos formando la base y periferia de la taza, y materiales finos y flexibles en el interior (De la Peña 2019, Quiroga & Llugdar 2019). En este estudio registramos la preponderancia de fibras herbáceas (pastos) como material principal de los nidos. Asimismo, observamos una alta frecuencia de nidos construidos sobre estructuras previamente elaboradas por otras aves, en su mayoría de la Ratona. Si bien nuestro trabajo no evaluó directamente el parasitismo secundario, no podemos dejar de señalar que este patrón coincide con comportamientos previamente documentados para el Tordo Músico (Luchesi & Astié 2017). Por otra

parte, el promedio del tamaño de puesta documentado en este trabajo, puede presentar deformaciones debido a que durante las observaciones de las fotos de campo no pudimos diferenciar los huevos de esta especie con respecto a los de la especie Tordo Pico Corto (*Molothrus rufoaxillaris*), el cual parasita sus nidos (Lowther et al 2020).

La composición de los nidos del Benteveo Rayado coincidió con lo reportado para la especie (Di Giacomo & Lanús 1998), aunque aquí se registró un aprovechamiento marcado de pecíolos de Álamo. A diferencia de lo observado en cavidades naturales, registramos un menor diámetro y profundidad que lo documentado por otros autores (e.g., Di Giacomo & Lanús 1998). Sin embargo, tal como han mostrado estudios experimentales (Evans et al. 2002), las características estructurales de las cavidades artificiales pueden modificar ciertos atributos del nido. Este sesgo asociado al uso de cajas nido constituye una limitación general para la comparación con descripciones provenientes de cavidades naturales y debe ser considerado en la interpretación de los resultados para todas las especies analizadas (Bonaparte et al. 2024).

La composición de los nidos del Chinchero Chico coincide con lo señalado por Pizo (2018) en Brasil y por Jáuregui et al. (2019) en Argentina, quienes también registraron nidos rudimentarios de corteza. Aunque otros trabajos mencionan el uso de hojas, hierbas o virutas de madera (Marantz et al. 2020). Este estudio sugiere la preferencia casi exclusiva por corteza de Sauce en las forestaciones del Delta. La ausencia de una estructura elaborada evidencia una estrategia constructiva sencilla, probablemente asociada a la biología reproductiva de la especie, en línea con lo reportado para otros miembros del género, como el Chinchero Escamado (*Lepidocolaptes falcinellus*; Bodrati & Cockle 2011). En cuanto a las variables reproductivas, registramos un menor tamaño de puesta (- 1 huevo) con respecto a los valores promedio documentados en bibliografía (De la Peña 2019).

La Ratona es la especie con mayor información disponible en la literatura (Atienzar Navarro et al. 2010, Honorato et al. 2016, Medrano et al. 2019) debido a su amplia distribución y adaptabilidad, que le permiten distribuirse en una gran variedad de ambientes (Honorato et al. 2016, León 2024). El uso de estructuras artificiales, como las cajas nido, es un comportamiento ampliamente documentado y consistente entre estudios en esta especie (Muller et al. 1997, Alworth & Scheiber 2000, Vergara 2007, Llambías & Fernández 2009, Fernández et al. 2020). En este marco, este trabajo amplía ese conocimiento

al caracterizar por primera vez el material con el que esta especie construye su nido y la estructura general del mismo en forestaciones de Salicáceas del Delta del Paraná. En este contexto, mantuvo un patrón constructivo conservado en el conjunto de nidos analizados; acumulación de ramas cruzadas como matriz estructural, complementadas con hojas y plumas, variando el origen de estos materiales (forestal o silvestre), dependiendo del ambiente de colecta del nido, lo que sugiere una estrategia de aprovechamiento de recursos locales.

En todas las especies evaluamos la posición de la taza respecto de la entrada de la caja nido, un rasgo asociado tanto a la reducción del riesgo de depredación (principal causa de fracaso en cajas nido; Llambías & Fernández 2009), como a la regulación de las condiciones térmicas (Mainwaring et al. 2014, 2015b, Deeming & Mainwaring 2015). Dado que no encontramos antecedentes específicos para las especies aquí analizadas, estos resultados representan un aporte novedoso. Asimismo, el registro estandarizado de la microarquitectura de los nidos puede ser una herramienta clave para futuros estudios comparativos (Mainwaring et al. 2023), al permitir identificar patrones adaptativos entre especies y evaluar la influencia del manejo y de las condiciones locales sobre sus estrategias reproductivas.

CONSIDERACIONES FINALES

Este trabajo aporta información novedosa sobre la estructura y composición de nidos en cultivos forestales, relevante para comprender la biología reproductiva en paisajes transformados y para el diseño de medidas de manejo que favorezcan la permanencia de estas aves y su potencial servicio ecosistémico de control de plagas.

Así mismo, brindamos una descripción detallada de los nidos de *L. angustirostris*, *M. swainsoni*, *M. maculatus*, *A. badius* y *T. musculus*, como insumo valioso para futuros estudios. En general, aunque registramos variaciones específicas en relación con lo descrito para cavidades naturales, se mantuvo un patrón constructivo coherente con la identidad de cada especie, lo que sugiere cierta estabilidad en las estrategias de nidificación a pesar del contexto de ambientes modificados.

En el cultivo forestal, algunas especies dependen de recursos estrechamente asociados a la especie plantada (e.g., pecíolos de Álamo, corteza de Sauce), mientras que otras recurren a materiales del sotobosque, vegetación circundante, fauna asociada o incluso

elementos artificiales. Esta diversidad en el origen de los recursos y en las estrategias constructivas, desde diseños simples y especializados hasta composiciones más flexibles, puede influir en la capacidad de persistir en paisajes transformados. (Collias & Collias 1984, Mainwaring et al. 2014, Honorato et al. 2016).

Desde una perspectiva de manejo, estas diferencias son relevantes. Las especies más dependientes podrían ver limitada su reproducción ante cambios en la disponibilidad de recursos específicos, mientras que las más generalistas podrían persistir en ambientes modificados. Comparaciones futuras entre forestaciones y bosque nativo permitirán evaluar el valor funcional de estas estrategias, y aportar criterios para prácticas silvícolas que favorezcan la oferta de recursos de nidificación.

Finalmente, si bien las cajas nido permitieron estandarizar el muestreo y acceder a la estructura interna de los nidos, su uso presenta limitaciones (Zhang et al. 2023, Bonaparte et al. 2024). Las dimensiones de las cajas pueden modificar el volumen del nido, y la cantidad y proporción de materiales utilizados (Deeming et al. 2019), así como alterar el microclima interno respecto de cavidades naturales introduciendo posibles sesgos (Sudyka et al. 2022, 2023). A estas limitaciones se suma el tamaño muestral reducido, que limita la detección de variación intraespecífica y la generalización de los resultados (Verma & Verma 2020). En conjunto, estas restricciones indican que algunos patrones observados podrían estar influidos por el diseño de las cajas y la baja representatividad estadística, por lo que futuros estudios deberían incorporar cavidades naturales, mediciones microclimáticas y tamaños muestrales mayores.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos al personal técnico y de apoyo de la Estación Experimental Agropecuaria Delta del Paraná (INTA) por su colaboración en las tareas de campo y logística. A los responsables de los establecimientos productivos del Delta que autorizaron el acceso a sus campos. Este trabajo se desarrolló en el marco de las actividades conjuntas entre la Facultad de Agronomía (UBA), el INTA y el CONICET, con apoyo institucional de dichas entidades.

MATERIAL SUPLEMENTARIO

Accedé al material suplementario de este artículo, visitando <https://doi.org/10.56178/eh.v41i1.1535>.

REFERENCIAS

- Álvarez E, Barba Campos E (2009) Com afecta la qualitat del niu per se al procés d'incubació? Una aproximació experimental. *Revista Catalana d'Ornitologia* 25(1):11-18. [URL: <https://raco.cat/index.php/RCOrnitologia/article/view/240772>]
- Alworth T, Scheiber IBR (2000) Nest building in House Wrens (*Troglodytes aedon*): a reexamination of male and female roles. *Journal of Field Ornithology* 71(3):409-414. <https://doi.org/10.1648/0273-8570-71.3.409>
- Arana MD, Natale ES, Ferretti NE, Romano GM, Oggero AJ, Martínez G, ..., Morrone JJ (2021) Opera Lilloana 56 (2021) Esquema biogeográfico de la República Argentina. Opera Lilloana 56. Fundación Miguel Lillo, San Miguel de Tucumán. Pp. 240
- Atienzar Navarro F, Belda EJ, Greño JL (2010) Comparación de materiales utilizados en la construcción del nido y de los parámetros reproductores en el chochín *Troglodytes troglodytes* en la Font Roja y en la Sierra de Mariola. *Iberis* 8:17-22
- Azevedo-Santos VM, Giarrizzo T, Arcifa MS (2022) Plastic use by a Brazilian freshwater bird species in its nesting activities. *Water Biology and Security* 1:100065. <https://doi.org/10.1016/j.watbs.2022.100065>
- Biondini M, Kandus P (2006) Transition matrix analysis of land-cover change in the accretion area of the Lower Delta of the Paraná River (Argentina) reveals two succession pathways. *Humedales* 26(4):981-991. [https://doi.org/10.1672/0277-5212\(2006\)26\[981:TMAOLC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1672/0277-5212(2006)26[981:TMAOLC]2.0.CO;2)
- Bodrati A, Cockle KL (2011) Nesting of the Scalloped Woodcreeper (*Lepidocolaptes falcinellus*). *Ornitología Neotropical* 22(2):195-206
- Bonaparte EB, Cuatianquiz Lima C, Ferreira-Xavier HD, da Hora JS, Di Sallo FG, López FG, Cockle KL, Núñez Montellano MG (2024) Ecology and conservation of cavity-nesting birds in the Neotropics: Recent advances, future directions, and contributions to ornithology. *Ornithological Applications* 126(4):duae042. <https://doi.org/10.1093/ornitha-app/duae042>
- Borodowski ED, Suárez RO (2005) Caracterización forestal de la región del Delta del Paraná. Documento NEF Delta – Proyecto Forestal de Desarrollo. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentos. Pp. 8 [URL: <https://cdi.mecon.gob.ar/bases/docelec/vb1134.pdf>]
- Bulit F, Massoni V (2004) Arquitectura de los nidos de la golondrina ceja blanca (*Tachycineta leucorrhoa*) construidos en cajas nido. *Hornero* 19(2):69-76. <https://doi.org/10.56178/eh.v19i2.832>
- Burkart A (1957) Ojeada sinóptica sobre la vegetación del Delta del Río Paraná. *Darwiniana* 11(3):457-560. <https://www.jstor.org/stable/23211929>
- Burkart R, Bárbaro NO, Sánchez RO, Gómez DA (1999) Ecorregiones de la Argentina. Administración de

- Parques Nacionales, Buenos Aires. Pp. 43. [URL: https://sib.gob.ar/archivos/Eco-Regiones_de_la_Argentina.pdf]
- Calderón Martínez F (2018) Manual de cajas nido para las aves de España. Proyecto Sierra de Baza / SERBAL. [URL: https://www.hyla.es/Bricolaje/canido_archivos/Manual_cajas_nido2.pdf]
- Calvelo S, Trejo A, Ojeda V (2006) Botanical composition and structure of hummingbird nests in different habitats from northwestern Patagonia (Argentina). *Journal of Natural History* 40(9-10):589-603. <https://doi.org/10.1080/00222930500371000>
- Clark L, Mason JR (1985) Use of nest material as insecticidal and anti-pathogenic agents by the European Starling. *Oecologia* 67(2):169-176. <https://doi.org/10.1007/BF00384280>
- Cockle K L, Martin K, Drever MC (2011a) Supply of tree-holes limits nest density of cavity-nesting birds in primary and logged subtropical Atlantic forest. *Biological Conservation* 143(11):2851-2857. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.08.002>
- Cockle KL, Martin K, Wesołowski T (2011b) Woodpeckers, decay, and the future of cavity-nesting vertebrate communities worldwide. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9(7):377-382. <https://doi.org/10.1890/110013>
- Collias NE, Collias EC (1984) Nest Building and Bird Behavior. Princeton University Press, New Jersey. Pp. 358. <https://doi.org/10.1515/9781400853625>
- Rodriguez EE, Aceñolaza PG, Picasso G, Gago, J (2018) Plantas del bajo Río Uruguay: Árboles y Arbustos. Volumen 1, Primera Edición. Comisión Administradora del Río Uruguay – C.A.R.U., Paysandú, Uruguay. Pp. 310. [URL: https://www.caru.org.uy/web/wp-content/uploads/2018/11/Libro_plantas_del_bajo_rio_uruguay_VERSION-DIGITAL.pdf]
- Corrales-Moya J, Barrantes G, Chacón-Madrigal E, Sandoval L (2023) A potential consequence for urban birds' fitness: Exposed anthropogenic nest materials reduce nest survival in the clay-colored thrush. *Environmental Pollution* 326:121456. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.121456>
- Deeming DC, Mainwaring MC (2015) Functional properties of nests. En Deeming DC, Reynolds SJ (eds.) Nests, eggs, and incubation: New ideas about avian reproduction. Oxford University Press, Oxford. Pp. 296. <https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780198718666.003.0004>
- Deeming DC, Morton FEM, Laverack KL (2019) Nest-box size affects mass and proportions of materials used in Blue Tit (*Cyanistes caeruleus*) nests. *Bird Study* 66(1):130-135. <https://doi.org/10.1080/00063657.2019.1618243>
- De la Peña MR (2006) Guía de fotos de nidos, huevos y pichones de aves argentinas. LOLA, Buenos Aires, Argentina. Pp. 221. [URL: <https://books.google.com.uy/books?id=H5VFAQAIAAJ>]
- De la Peña MR (2019a) Nidos, huevos, pichones y reproducción de las aves argentinas. Comunicaciones del Museo Provincial de Ciencias Naturales Florentino Ameghino. Vol 2 (2). 1-478. Santa Fe, Argentina
- Di Giacomo AG, Lanús BL (1998) Aportes sobre la nidificación de veinte especies de aves del noroeste argentino. *Hornero* 15(1):29-38. <https://doi.org/10.56178/eh.v15i1.947>
- Dubiec A, Gózdź I, Mazgajski TD (2013) Green plant material in avian nests. *Avian Biology Research* 6(2):133-146. <https://doi.org/10.3184/175815513X13615363233558>
- Evans MR, Lank DB, Boyd WS, Cooke F (2002) A comparison of the characteristics and fate of Barrow's Goldeneye and Bufflehead nests in nest boxes and natural cavities. *The Condor* 104(3):610-619. <https://doi.org/10.1093/condor/104.3.610>
- Fernández GJ, Carro ME, Johnson LS (2024) Southern House Wren (*Troglodytes musculus*), version 1.0. En: Juárez R, Keeney BK, Billerman SM (eds.), Birds of the World. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, New York. <https://doi.org/10.2173/bow.houwre4.01>
- Fernández GJ, Carro ME, Llambías PE (2020) Spatial and temporal variation in breeding parameters of two south-temperate populations of House Wrens. *Journal of Field Ornithology* 91(1):13-30. <https://doi.org/10.1111/jof.12319>
- Fracassi N, Sica YV, Magnano A, Vaccaro A, Lando R, Artero D, Cabanne GS (2021) Diversidad de aves y conservación del bajo delta del río Paraná, Argentina. *Hornero* 36(2):71-82. <https://doi.org/10.56178/eh.v36i2.372>
- Hansell M (2000) Bird nests and construction behaviour. Cambridge University Press, Cambridge
- Honorato MT, Altamirano TA, Ibarra JT, De la Maza M, Bonacic C, Martin K (2016) Composición y preferencia de materiales en nidos de vertebrados nidificadores de cavidades en el bosque templado andino de Chile. *Bosque (Valdivia)* 37(3):485-492. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002016000300005>
- Jauregui A, González E, Segura LN (2019) Nesting biology of the Narrow-billed Woodcreeper (*Lepidocolaptes angustirostris*) in a southern temperate forest of central east Argentina. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 54(2):114-120. <https://doi.org/10.1080/01650521.2019.1590968>
- Joseph L (2020) Swainson's Flycatcher (*Myiarchus swainsoni*), version 1.0. En: del Hoyo J, Elliott A, Sargatal J, Christie DA, de Juana E (Eds.). Birds of the World. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, New York. <https://doi.org/10.2173/bow.swafly1.01>
- Kalesnik FA, Quintana RD (2005) El Delta del río Paraná como un mosaico de humedales. Caso de estudio: la Reserva de Biosfera MAB-UNESCO 'Delta del Paraná'. *Revista UnG - Geociências* 5(1):22-37
- Kalesnik FA, Vallés L, Quintana RD, Aceñolaza P

- (2008) Parches relictuales de selva en galería (Monte Blanco) en la región del Bajo Delta del Río Paraná. *Temas de la Biodiversidad del Litoral Fluvial Argentino* III:169-191
- Kandus P (1997) Análisis de patrones de vegetación a escala regional en el Bajo Delta Bonaerense del Río Paraná (Argentina) (Tesis doctoral). Universidad de Buenos Aires, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Buenos Aires, Argentina
- Kandus P, Malvárez AI, Madanes N (2003) Estudio de las comunidades de plantas herbáceas de las islas bonaerenses del Bajo Delta del Río Paraná (Argentina). *Darwiniana* 41(1-4):1-16. <https://www.jstor.org/stable/23225101>
- Kirwan GM, Shah SS, Barbosa K (2022) Streaked Flycatcher (*Myiodynastes maculatus*), version 2.0. En: Billerman SM, Keeney BK, Rodewald PG, Schulenberg TS (Eds.) *Birds of the World* Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, New York. <https://doi.org/10.2173/bow.strfly1.02>
- Kiss O, Tokody B, Ludnai T, Moskát C (2017) The effectiveness of nest-box supplementation for the conservation of European Rollers (*Coracias garrulus*). *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 63(1):123-135. <https://doi.org/10.17109/AZH.63.1.123.2017>
- León-E RJ (2024) On the use of anthropogenic materials in nest building of House Wren (*Troglodytes aedon*), a report from Parque Los Algarrobos, Cumbayá, Ecuador. *Avances en Ciencias e Ingenierías* 16(1):e3169
- Lindwedel Cruz A (2023) Composición del material de los nidos de aves urbanas en ciudades del Neotrópico. *Zeledonia* 27(2):48-60
- Llambías PE, Fernández GJ (2009) Effects of nest-boxes on the breeding biology of Southern House Wrens *Troglodytes aedon bonariae* in the southern temperate zone. *Ibis* 151:113-121. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2008.00868.x>
- López-Lanús B (2020) Guía Audiornis de las aves de Argentina: fotos y sonidos; identificación por características contrapuestas y marcas sobre imágenes (edición de campo). Audiornis Producciones, Buenos Aires, Argentina
- Lowther PE, Fraga R, García E (2020) Grayish Baywing (*Agelaioides badius*), versión 1.0. En: Billerman SM, Keeney BK, Rodewald PG, Schulenberg TS (Eds.). *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, New York. <https://doi.org/10.2173/bow.bawcow4.01>
- Luchesi MN, Astié A (2017) High rates of nest usurpation by Grayish Baywings (*Agelaioides badius*) in active nests of House Wrens (*Troglodytes aedon*) in Central Andes. *The Wilson Journal of Ornithology* 129(3):630-632. <https://doi.org/10.1676/16-131.1>
- Mainwaring MC, Hartley IR, Lambrechts MM, Deeming DC (2014) The design and function of birds' nests. *Ecology and Evolution* 4(20):3909-3928. <https://doi.org/10.1002/ece3.1054>
- Mainwaring MC (2015) The use of man-made structures as nesting sites by birds: A review of the costs and benefits. *Journal for Nature Conservation* 25:17-22. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2015.02.007>
- Mainwaring MC, Reynolds SJ, Weidinger K (2015) The influence of predation on the location and design of nests. En: Deeming DC, Reynolds SJ (Eds.). *Nests, eggs, and incubation: New ideas about avian reproduction*. Oxford University Press, Oxford. Pp. 50-64. <https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780198718666.003.0005>
- Mainwaring MC, Stoddard MC, Barber I, Deeming DC, Hauber ME (2023) The evolutionary ecology of nests: A cross-taxon approach. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 378(1884):20220136. <https://doi.org/10.1098/rstb.2022.0136>
- Marantz CA, Aleixo A, Bevier LR, Patten MA (2020) Narrow-billed Woodcreeper (*Lepidocolaptes angustirostris*), version 1.0. En: del Hoyo J, Elliott A, Sargatal J, Christie DA, de Juana E (Eds.) *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, New York <https://doi.org/10.2173/bow.nabwoo1.01>
- Martínez-Vilalta J, Prat E, Oliveras I, Piñol J (2002) Xylem hydraulic properties of roots and stems of nine Mediterranean woody species. *Oecologia* 133(1):19-29. <https://doi.org/10.1007/s00442-002-1009-2>
- Medrano F, Vázquez I, Aguirre F, Maldonado P, Pérez HG, Burgos K, Ovalle MJ, Latorre V, Vergara C (2019) Notas sobre la biología reproductiva del chercán común (*Troglodytes aedon*) en un ambiente periurbano de Chile central. *Boletín Chileno de Ornitología* 25(1):9-12
- Monteagudo N, Rey Benayas JM, Andivia E, Rebollo S (2023) Avian regulation of crop and forest pests, a meta-analysis. *Pest Management Science* 79(12):2380-2389. <https://doi.org/10.1002/ps.7421>
- Monteoliva SE, Cabanillas PA, Galiussi E, López VL, Casanova S (2024) Dendrología aplicada: Identificación de árboles y maderas. Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata, La Plata
- Muller KL, Stamps JA, Krishnan VV, Willits NH (1997) The effects of conspecific attraction and habitat quality on habitat selection in territorial birds (*Troglodytes aedon*). *The American Naturalist* 150(5):650-661. <https://doi.org/10.1086/286087>
- Narosky T, Yzurieta D (2010) Aves de Argentina y Uruguay. Guía de identificación (16.ª ed.). Vázquez Mazzini (Ed.) Buenos Aires, Argentina
- Olah G, Vigo G, Heinsohn R, Brightsmith DJ (2014) Nest site selection and efficacy of artificial nests for breeding success of Scarlet Macaws *Ara macao macao* in lowland Peru. *Journal for Nature Conservation* 22(2):176-185. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2013.11.003>
- Pizo MA (2018) A Narrow-billed Woodcreeper, *Le-*

- pidocolaptes angustirostris*, nesting in a mailbox. Revista Brasileira de Ornitologia 26(3):189-191. <https://doi.org/10.1007/BF03544427>
- Politi N, Hunter ML Jr, Rivera L (2009) Availability of cavities for avian cavity nesters in selectively logged subtropical montane forests of the Andes. Forest Ecology and Management 260:893-906. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.06.009>
- Proyecto VOLCAM (2007) Grup Ecologista Xoriguer. Manual para construir cajas nido. Alicante, España. [URL: <https://www.scribd.com/document/264560185/Manual-Cajas-Nido-VOLCAM>]
- Quintana RD, Bó R (2011) ¿Por qué el Delta del Paraná es una región única en la Argentina? En: Quintana R, Villar V, Astrada E, Saccone P, Malzof S (Eds.) El patrimonio natural y cultural del Bajo Delta Insular: Bases para su conservación y uso sustentable. Administración de Parques Nacionales. Buenos Aires, Argentina. Pp. 42-53
- Quiroga OB, Llugdar JE (2019) Primeros registros de nidificación para veintiuna especies de aves en la provincia de Santiago del Estero, Argentina. Eco-Registros Revista 9:28-40
- Reynolds SJ, Ibáñez-Álamo JD, Sumasgutner P, Mainwaring MC (2019) Urbanisation and nest building in birds: A review of threats and opportunities. Journal of Ornithology 160(3):841-860. <https://doi.org/10.1007/s10336-019-01657-8>
- Rossi CA, De Magistris AA (2014) Plantas de interés ganadero de la región del Bajo Delta del Paraná (Argentina). Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Lomas de Zamora. Buenos Aires, Argentina
- Salvador SA (2014) Nidos abandonados: utilización para criar por aves en Argentina. Biológica 17:5-19
- Salvador SA, Narosky T (2025) Nidificación de las aves argentinas: *Vireonidae* a *Motacillidae* (E. Saibene, Ilustr.). Fundación de Historia Natural Félix de Azara. Buenos Aires, Argentina
- Sudyka J, Di Lecce I, Szulkin M (2023) Microclimate shifts in nest-boxes and natural cavities throughout reproduction. Journal of Avian Biology 54(1-2):e03000. <https://doi.org/10.1111/jav.03000>
- Sudyka J, Di Lecce I, Wojas L, Rowiński P, Szulkin M (2022) Nest-boxes alter the reproductive ecology of urban cavity-nesters in a species-dependent way. Journal of Avian Biology 53(11-12):e03051. <https://doi.org/10.1111/jav.03051>
- Summerfield MA (1991) Sub-aerial denudation of passive margins: Regional elevation versus local relief models. Earth and Planetary Science Letters 102(3-4):460-469. [https://doi.org/10.1016/0012-821X\(91\)90036-H](https://doi.org/10.1016/0012-821X(91)90036-H)
- Townsend AK, Barker CM (2014) Plastic and the nest entanglement of urban and agricultural crows. PLOS One 9(1):e88006. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0088006>
- Van der Hoek Y, Gaona GV, Martin K (2017) The diversity, distribution and conservation status of the tree-cavity nesting birds of the world. Diversity and Distributions, 23(10):1120-1131. <https://doi.org/10.1111/ddi.12601>
- Vergara PM (2007) Effects of nest box size on the nesting and re-nesting pattern of *Aphrastura spinicauda* and *Troglodytes aedon*. Ecología Austral 17:133-142
- Verma JP, Verma P (2020) Determining sample size and power in research studies: A manual for researchers. 1st ed. Springer Singapore. <https://doi.org/10.1007/978-981-15-5204-5>
- Wang L, Nabi G, Yin L, Wang Y, Li S, Hao Z, Li D (2021) Birds and plastic pollution: Recent advances. Avian Research 12(1):59. <https://doi.org/10.1186/s40657-021-00293-2>
- Yassin M, Segura LN, Monges V, Chiramberro AP, Colombo MA (2025) Uso de plásticos como material de nidos en un área natural del centro-este de Argentina y evidencias de efectos negativos en la reproducción. Hornero 40(1):13-23. <https://doi.org/10.56178/eh.v40i1.1503>
- Zhang L, Ma X, Chen Z, Wang C, Li X, Xing X, Hou Y, Li Y, Zhao Z (2023) Negative effects of artificial nest boxes on birds: A review. Journal of Avian Research 14:100101. <https://doi.org/10.1016/j.avrs.2023.100101>
- Zuloaga FO, Belgrano MJ (2017) Salicaceae. En: Flora vascular de la República Argentina 16:329-352. Sigma S.R.L., Buenos Aires, Argentina

ÁREAS MARINAS CLAVE DURANTE LA MIGRACIÓN DE LOS PINGÜINOS EN EL MAR ARGENTINO: APORTES AL CONOCIMIENTO PARA SU CONSERVACIÓN

Melina Barrionuevo^{1*} , Marcelo Acha²  & Esteban Frere³ 

¹Instituto de Investigaciones en Biodiversidad y Medioambiente (INIBIOMA), CONICET, Universidad Nacional del Comahue, Quintral 1250, 8400 Bariloche, Argentina

²Programa Ecología Pesquera, Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP), CONICET, Paseo Victoria Ocampo No. 1, B760 HSA Mar del Plata, Argentina

³Centro de Investigaciones de Puerto Deseado, Universidad Nacional de la Patagonia Austral, CONICET, Av. Prefectura s/n, 9100 Puerto Deseado, Argentina

*melinabarrionuevo@comahue-conicet.gob.ar

RESUMEN: Durante la migración, las aves marinas se concentran en áreas oceánicas claves asociadas a una alta productividad. Los Pingüinos de Magallanes (*Spheniscus magellanicus*) y Penacho Amarillo (*Eudyptes chrysocome chrysocome*) pasan la mayor parte de la temporada no-reproductiva migrando en el Mar Argentino. Aquí comparamos las distancias y fenologías de los viajes migratorios entre ambas especies que nidifican en colonias cercanas (< 20 km de distancia en Puerto Deseado, Santa Cruz). Además, evaluamos la asociación de estas colonias y otras colonias de Pingüinos de Magallanes a los frentes marinos durante la migración. Entre 2017 y 2024, analizamos 186 geolocalizadores recuperados de individuos adultos de ambas especies. Los Pingüinos Penacho Amarillo recorrieron distancias totales mayores y se desplazaron más mar adentro que los Pingüinos de Magallanes, pero las distancias máximas alcanzadas fueron similares. Los Pingüinos de Magallanes partieron y regresaron de la colonia antes que los Pingüinos Penacho Amarillo, manifestando una alocronía reproductiva interespecífica. El frente más utilizado por ambas especies fue el de El Rincón. En el caso del Pingüino de Magallanes, el frente del Río de la Plata parece actuar como el límite oriental en la migración de individuos de las colonias del norte (60% de la población evaluada), en tanto que el frente de la Corriente Patagónica es utilizado por los individuos de las colonias del sur (16%). Ante anomalías térmicas, los Pingüinos Penacho Amarillo usaron además el frente del talud. Estos hallazgos evidencian una segregación espacial y temporal en la utilización de hábitats de estas especies y resaltan la importancia de áreas clave para su conservación, como las aguas de El Rincón y el Río de la Plata.

PALABRAS CLAVE: época no-reproductiva, frentes marinos, Mar Argentino, migración, pingüinos

Los pingüinos son meso-depredadores o depredadores tope y, dada su abundancia y distribución, son claves en las cadenas tróficas del Mar Argentino (Falabella et al. 2009, García-Borboroglu & Boersma 2013). Sus sitios de reproducción son en general de fácil acceso, en consecuencia, la evaluación de su éxito reproductivo, su salud y distribución a lo largo del año en el mar pueden emplearse como indicadores ambientales del océano (Boersma 2008). Existen dos especies de pingüinos que utilizan principalmente

la plataforma continental argentina: el Pingüino de Magallanes (PM, *Spheniscus magellanicus*) y el Pingüino Penacho Amarillo (PPA, *Eudyptes chrysocome chrysocome*; pero ver Baylis et al. 2015, Baylis et al. 2021). Ambas especies pasan gran parte de su ciclo anual en el mar, son migratorias, pero se reproducen en colonias en tierra. El PM conforma colonias desde el Islote Lobos (40°47'S), en su punto más septentrional, y hacia el sur a lo largo de toda la costa continental patagónica argentina, y las islas de Tierra del Fuego

y Malvinas (Raya Rey et al. 2014, Millones et al. 2021, García-Borboroglu et al. 2022). También nidifica en la costa chilena, desde el extremo sur hasta Isla Algarrobo (33°22'S, 71°40'O). La población total (atlántica y pacífica) se estima en 1.2-1.6 millones de parejas (Boersma et al. 2013) y está considerada por la IUCN (International Union for Conservation of Nature) como de 'Preocupación Menor' (Birdlife International 2020a). El PPA se reproduce en varias colonias de las Islas Malvinas, en Islas de los Estados y en varias islas del sur de Chile-sur del paralelo 51° (Pütz et al. 2013). Durante la década de los 80's se encontró una pequeña colonia en Isla Pingüino (47°54'S, 65°42'O), el punto más septentrional de su distribución (Frere et al. 1993). Esta especie conforma una población global de 900,000 parejas (Pütz et al. 2013, Raya Rey et al. 2014, Gandini et al. 2017) y su estatus es considerado como Vulnerable (Birdlife International 2020b). El PPA comparte sitios de reproducción con el PM, aunque no conforman colonias mixtas (Boersma et al. 2013, Pütz et al. 2013).

Mucho se ha estudiado de la ecología trófica y los movimientos en el mar durante la etapa reproductiva en estas dos especies de pingüinos, período en el cual son forrajeadoras centrales (Schiavini & Raya Rey 2004, Oehler et al. 2018, Ainley & Wilson 2023). Sin embargo, la etapa no reproductiva ha sido significativamente menos estudiada (Stokes et al. 1998, Pütz et al. 2000, Pütz et al. 2007, Raya Rey et al. 2007). La etapa no reproductiva es importante porque es en ella cuando los individuos enfrentan los mayores riesgos de depredación, enfermedades, agotamiento, escasez de alimento, y condiciones climáticas adversas (Newton 2008) que luego impactan en las poblaciones. En el último tiempo, con el advenimiento de nuevas tecnologías menos invasivas para los pingüinos, como sí lo son los dispositivos satelitales (Clarke & Kerry 1994, Wilson et al. 2004, Wilson et al. 2015), y el abaratamiento de los costos, se han sumado nuevos trabajos que aportaron información de diferentes colonias y de la migración completa de los pingüinos (Yamamoto et al. 2019, Barrionuevo et al. 2020, Dodino et al. 2021, Barrionuevo et al. 2023, Green et al. 2023).

Los PM del Atlántico sur migran hacia el norte de sus colonias (Stokes et al. 1998, Pütz et al. 2007, Yamamoto et al. 2019, Barrionuevo et al. 2020, Dodino et al. 2021, Barrionuevo et al. 2023, Rebstock & Boersma 2023). Sin embargo, existe la migración parcial en esta especie: en colonias del sur de su distribución algunos individuos migran mientras que otros se quedan en las cercanías de sus colonias

reproductivas (Barrionuevo & Frere 2024). Los sitios utilizados durante esta dispersión dependen de la colonia estudiada, segregando también en el nicho ambiental y trófico que utilizan (Barrionuevo et al. 2023), lo cual les confiere un uso extensivo de la plataforma argentina durante el invierno. Además, existe una segregación entre sexos, siendo la migración de las hembras más cercana a la costa que la de los machos (Yamamoto et al. 2019, Barrionuevo et al. 2020, Rebstock & Boersma 2023). En cuanto al PPA, su migración difiere sustancialmente dependiendo de la colonia reproductiva (Pütz et al. 2002, Pütz et al. 2006a, Raya Rey et al. 2007, Ratcliffe et al. 2014, Green et al. 2023, Barrionuevo et al. 2025). Los pingüinos de la colonia de Isla de los Estados migran hacia el sur y luego hacia el oeste rumbo al Pacífico, ingresando ocasionalmente en el Océano Austral (Green et al. 2023). Mientras que los pingüinos de la colonia de Isla Pingüino migran hacia el norte quedándose en la plataforma argentina (Barrionuevo et al. 2025). En las Islas Malvinas, dependiendo de la colonia, siguen uno u otro patrón migratorio (Ratcliffe et al. 2014). En esta especie no se ha encontrado una segregación sexual en el uso del espacio durante la migración (Thiebot et al. 2015) o el viaje de pre-muda (Dodino et al. 2024). Recientemente se ha analizado la migración de individuos de ambas especies que nidifican en Puerto Deseado, Santa Cruz, uno de los sitios donde coexisten, por medio de geolocalizadores e isótopos estables (Barrionuevo et al. 2025). Los resultados demuestran que los PPA difieren en el nicho isotópico y espacial con respecto a los PM, siendo la migración de los primeros más centrada en el talud y en la zona de El Rincón, mientras que los PM migran frente a Península Valdés y golfo San Matías, utilizando en menor proporción las costas frente a la provincia de Buenos Aires y el Río de la Plata. Sin embargo, ambas especies tienen un nicho ambiental relativamente similar, aunque el PM utiliza aguas menos profundas y más cálidas que el PPA (8.6°C vs. 11°C, Barrionuevo et al. 2025).

Durante la migración los pingüinos podrían utilizar los frentes marinos como áreas claves. Las áreas marinas claves son sectores del océano con una productividad biológica excepcional donde la estructura de los frentes marinos (zonas de contacto entre distintas masas de agua) genera una agregación predecible de presas (Alemany et al. 2009). En el Mar Argentino, estos frentes actúan como 'imanes' biológicos que facilitan el forrajeo de los pingüinos, entre otras aves marinas y megafauna marina, al concentrar nutrientes y biomasa en puntos específicos

del talud y la plataforma (Falabella et al. 2009, Piola et al. 2018). De hecho, los frentes marinos son áreas elegidas por muchas especies por sus características ambientales y la presencia de altas concentraciones de presas claves (e.g., pequeños peces y crustáceos pelágicos). La coincidencia espacial entre los frentes y la producción primaria es en general muy alta (e.g., Acha et al. 2004), pero disminuye gradualmente a medida que consideramos organismos de niveles tróficos superiores que, debido a su mayor tamaño, capacidad locomotora y complejidad de comportamiento, poseen mayor independencia del medio (Alemany et al. 2018). Además, desde un punto de vista físico, un frente puede definirse como una línea que conecta los puntos de máximo gradiente horizontal de alguna variable (típicamente la temperatura o la salinidad). Aunque conceptualmente es correcto, carece de sentido para los estudios ecológicos, ya que los organismos no viven a lo largo de una línea, sino que se encuentran y se concentran en una región de 'influencia frontal', por lo tanto, los frentes pueden ser muy importantes para las especies sin que exista un alto porcentaje de solapamiento con la línea que define al frente en términos físicos (Acha et al. 2024).

Es en la fase acuática, como la migratoria, cuando los pingüinos enfrentan los mayores riesgos antrópicos; si bien tanto el PM como el PPA sufren en tierra amenazas antrópicas vinculadas al cambio global —tales como la exposición a altas temperaturas o lluvias extremas durante la cría, con el consiguiente aumento en la mortalidad de pichones e incluso adultos (Boersma & Rebstock 2014, Holt & Boersma 2022, Lera et al. 2023). Cuando están en el mar, la captura incidental por pesquerías es moderadamente importante en especial para el PM, con registros de mortalidad en las pesquerías con redes de enmalles y arrastre (Crawford et al. 2017). A pesar de que la mortalidad hallada en los estudios puntuales es relativamente baja, y no se compara con la de otras especies de aves marinas pelágicas (Favero et al. 2011, Tamini et al. 2015), podría resultar de importancia considerando un efecto acumulativo a lo largo del amplio rango de distribución de la especie, en el que se encuentra solapada con diferentes tipos de pesquerías (Crawford et al. 2017). Otro riesgo antrópico al que están expuestos los pingüinos en la plataforma argentina es la explotación petrolera. Esta fue una causa importante de mortalidad de PM en las décadas de 1980 y 1990, se estima 40,000 pingüinos muertos anualmente durante ese periodo (Gandini et al. 1994). Sin embargo, hoy en día las tasas de mortalidad por empetrolamiento han disminuido

drásticamente gracias a medidas de mitigación adecuadas (ver Wagner et al. 2023). Durante episodios de prospección sísmica en los océanos, vinculadas a la exploración y explotación de nuevas fuentes de hidrocarburos, se producen sonidos artificiales muy intensos, que se ha visto que disminuyen momentáneamente la abundancia de Pingüinos de Magallanes en las zonas afectadas (Seco Pon et al. 2019). Por otro lado, la contaminación por ingestión de residuos marinos es muy común en pingüinos juveniles varados en las costas (Di Beneditto et al. 2017, Seco Pon et al. 2023). Sin embargo, salvo excepciones, no es causal de mortalidad (Neto et al. 2021). Esta problemática es poco reportada en adultos reproductivos. También se encontraron microplásticos en heces de pingüinos ingresados a centros de rehabilitación (Mendez-Sanhueza et al. 2023) y distintos tejidos contaminados con organoclorados y metales pesados (Baldassin et al. 2016, Quadri-Adrogué et al. 2022), sin embargo, se desconoce el impacto efectivo de estas problemáticas en los individuos. En la actualidad se considera que los cambios globales en los océanos podrían representar la mayor amenaza para estas especies (Trathan et al. 2015), pero para valorar esa hipótesis es necesario profundizar el conocimiento sobre este tema. Hasta el momento, solo se han encontrado indicios en el Pingüino Penacho Amarillo, como ser alteraciones en los patrones migratorios ante anomalías de temperaturas de las aguas superficiales (Raya Rey et al. 2007, Barrionuevo et al. 2025) y registros de altas mortalidades durante la etapa del viaje de pre-muda, que no pudieron atribuirse a otras causas relacionadas con brotes de enfermedades (Boersma 1987, Morgenthaler et al. 2018). Proyecciones de cambios en los océanos, principalmente los relacionados con la temperatura superficial del mar y altura de la superficie del mar, muestran una disminución del hábitat preferido de los PPA que utilizan el océano Pacífico, pero una ampliación del hábitat para los que usan el Atlántico (Green et al. 2023), de modo que los estudios sobre la plasticidad de la especie y la forma en que pueden adaptarse a nuevos escenarios serán muy importantes en el marco de las acciones de conservación.

Con el objetivo de profundizar en el conocimiento migratorio y establecer las áreas marinas claves de ambas especies, planteamos los siguientes objetivos particulares: 1) Comparar las características de los viajes migratorios (e.g., distancias recorridas y alcanzadas, fenología y dirección del viaje) de individuos de ambas especies que se reproducen en Puerto Deseado, Santa Cruz. 2) Evaluar el uso que

realizan estas especies de los frentes marinos durante la migración. Luego, en la discusión, en función de los resultados hallados mencionamos los riesgos potenciales de diferentes actividades antrópicas durante los viajes migratorios en ambas especies.

MÉTODOS

Sitios de estudio

Para el estudio migratorio del PPA trabajamos con individuos de la Isla Pingüino (IP; 47°54'S, 65°42'O) situada en Santa Cruz, Argentina. Esta isla está dentro del parque Interjurisdiccional Marino Isla Pingüino y posee una colonia de penacho amarillo de formación reciente, totalizando 1581 parejas. Esta colonia ha venido creciendo a una tasa del 7.7% desde 1985 (Gandini et al. 2017), y es, probablemente, el resultado de la inmigración de individuos de las colonias de las Islas Malvinas (Gandini et al. 2017, Lois et al. 2020). En esta isla también nidifican PMs (10,169 parejas reproductivas; Millones et al. 2021).

Para el estudio migratorio del PM utilizamos tres colonias que se encuentran distribuidas a lo largo de casi toda la extensión latitudinal en que se reproducen. Mucha información recopilada de la migración de estas colonias puede encontrarse en Barrionuevo et al. (2023). Las colonias fueron: a) Estancia San Lorenzo (42°05'S, 63°54'O), situada al norte de la distribución reproductiva posee una población de 240 mil parejas reproductivas siendo la colonia de mayor tamaño para la especie. Esta colonia aumentó un 92% su población desde los 90' (García-Borboroglu et al. 2022). b) Isla Quiroga, la cual se encuentra dentro de la Ría Deseado formando parte de la Reserva Provincial Ría Deseado, localizada a 20 km de Isla Pingüino. Alberga 1348 parejas de Pingüino de Magallanes y está rodeada en un entorno de 10 km por un total de casi 25,000 parejas, conformando una población estable (Millones et al. 2021). c) Finalmente, Cabo Vírgenes, situada al sur de la distribución reproductiva siendo la tercera colonia más grande con 127 mil parejas reproductivas y mostrando un incremento del 42% en los últimos 30 años (Millones et al. 2021).

Trabajo de campo

Durante finales de la etapa reproductiva o el período de muda (febrero a marzo), entre los años 2017 a 2024, colocamos 186 geolocalizadores: 159 MK4 y 27 MK3 (peso de los geolocalizadores: 1.80 g y 2.5 g, respectivamente; menos del 0.1% de la masa corporal de los animales; Lotek, UK) en PM y PPA adultos para rastrearlos durante la migración. Los distintos

modelos difieren en su precisión, siendo los MK4 los de una nueva generación. Estos equipos se colocan en los tarsos con precintos recubiertos con fundas termocontraíbles para no dañar los animales (Ratcliffe et al. 2014b) de manera relativamente rápida, la colocación dura menos de tres minutos. Los aparatos fueron recuperados cuando los pingüinos regresaron de la migración (septiembre/octubre para PM y noviembre para PPA). En el Material Suplementario, la Tabla 1 muestra el número de aparatos analizados para cada año y cada colonia. La recuperación fue aproximadamente de un 78.03% en promedio entre todos los años estudiados. En este trabajo utilizamos solamente los datos del viaje migratorio evitando el viaje de premuda (ver en análisis estadísticos como se realiza este corte).

Los pingüinos son capturados en sus nidos por la pata con un gancho debidamente reforzado para evitar lastimarlos. Los machos poseen un pico ligeramente más ancho que las hembras, lo cual permite distinguir entre los sexos (Gandini et al. 1992).

Análisis estadísticos

Para descargar los datos de los geolocalizadores utilizamos el software Bastrack (BioTrack 2013) y para su análisis utilizamos el paquete *TwGeos* (Lisovski et al. 2015) de R (R Development Core Team 2021). Los geolocalizadores no registran posición sino intensidad de luz natural cada minuto almacenando el mayor registro en 5 min. Además, registran el estado del aparato (seco-mojado) y la temperatura luego de un periodo continuo de 25 min de estar en el mismo estado. Por lo tanto, para estimar una posición definimos los eventos crepusculares (amaneceres/atardeceres) mediante el método del umbral. Es decir, elegimos un umbral arbitrario de 1.5 unidades de luz para todos los especímenes e individualmente para cada viaje seleccionamos periodos de calibración para estimar un ángulo cenital y la distribución de errores (Lisovski et al. 2020). Luego, calculamos 1000 trayectorias migratorias posibles modificando los horarios crepusculares con base en la distribución del error crepuscular, lo que resultó en 1000 estimaciones de ubicación por evento crepuscular que representan la distribución espacial esperada de las posibles ubicaciones. Finalmente, utilizamos el paquete de R *SGAT* (Wotherspoon et al. 2016) y los métodos bayesianos de Cadenas de Markov Monte Carlo (MCMC) para refinar las trayectorias de movimiento, incluyendo información previa sobre la distribución del error crepuscular esperado, una máscara espacial delimitando las áreas con tierra y mar, una máscara con la temperatura

superficial del mar para calibrar con los registros del aparato, y un modelo de movimiento. Más detalles se pueden leer en Lisovski et al. (2020) y Barrionuevo et al. (2023).

Para el primer objetivo, comparar las características de los viajes migratorios entre los PM y PPA que nidifican en sitios cercanos, utilizamos solamente los datos de Isla Quiroga e Isla Pingüino. Ambas colonias se encuentran cercanas entre sí (~ 20 km), haciendo más adecuada la comparación entre ambas especies. Además, solamente usamos los años donde había suficientes datos para ambas especies (2019, 2021, 2022 y 2024).

Para definir la partida y el arribo a la colonia utilizamos el estado del aparato, ya que los pingüinos una vez que inician la migración no suelen salir del agua. La partida se definió como el día en el cual los registros se mantuvieron mojados continuamente por más de seis horas con eventos cortos del estado seco (30 min), mientras que definimos el arribo cuando los registros continuos fueron secos por más de seis horas con eventos cortos del estado seco (30 min). Con esta información se estimó la duración del viaje migratorio. De poseer datos del viaje de pre-muda (donde también los pingüinos se encuentran en el agua por largo periodos de tiempo) los hemos descartado.

Para calcular las características de los viajes utilizamos el paquete *track2KBA* (Beal et al. 2021) de R utilizando únicamente el viaje más probable para cada individuo. Así calculamos para cada individuo la distancia máxima alcanzada (desde la colonia al punto más lejano en línea recta), la distancia total y la dirección angular (ángulo entre el punto más lejano y la ubicación de la colonia tomando como 0° al norte geográfico).

Luego, estas variables fueron utilizadas, una por vez, en modelos lineales como variables respuestas (paquete *nlme*, Pinheiro et al. 2023). Estos modelos incluyeron como variables predictivas el sexo, la especie, el año de estudio, las interacciones dobles entre la especie y el sexo, y la especie y el año, y la interacción triple. Se generaron un total de 64 modelos mediante la función *dredge* del paquete *MuMin* (Bartón 2023). Los modelos fueron clasificados según el Criterio de Información de Akaike corregidos para muestras pequeñas (AICc). Siguiendo un criterio de parsimonia, consideramos como competitivos a todos los modelos con un delta AICc < 4. Para obtener estimaciones robustas de los parámetros realizamos un promedio de modelos sobre este conjunto (model averaging). Para evaluar si un predictor fue informativo dentro

de este conjunto de modelos, examinamos sus intervalos de confianza al 95% con la función *confint*. Las variables predictivas con un intervalo de confianza que incluyó al cero se consideraron no informativas, mientras las que excluían al cero son consideradas importantes para la varianza de la variable respuesta (Grueber et al. 2011). Para las variables informativas, se realizaron comparaciones múltiples a posteriori utilizando Medias Marginales Estimadas (EMMeans) con el paquete *emmeans* (Lenth 2024), considerando un nivel de significancia de $\alpha = 0.05$.

Para el segundo objetivo, evaluar la superposición de las áreas utilizadas por los pingüinos con los frentes marinos, determinamos la ubicación de los frentes presentes durante la temporada fría a partir de la distribución climatológica de los gradientes de temperatura superficial del mar (TSM) y de salinidad, como se reportó en Acha et al. (2020). Para estimar el grado de superposición utilizamos la totalidad del set de datos de viajes migratorios. Para ello, primero creamos un mapa de densidad de ocurrencia en el espacio con los viajes de cada pingüino, para cada colonia. Las celdas de este mapa tienen una resolución de $0.25^\circ \times 0.25^\circ$. Luego convertimos la densidad a una escala entre 0 y 1, y filtramos las celdas con mayor presencia (1 - 0.3), eliminando los valores bajos de ocurrencia. Finalmente solapamos estas celdas con las celdas de cada frente, quedándonos con el número de celdas que sí solapan con el frente, valor que luego dividimos por el total de las celdas con mayor presencia de los pingüinos para obtener un porcentaje.

RESULTADOS

Viajes migratorios del Pingüino de Magallanes (PM) y Penacho Amarillo (PPA)

La distancia máxima alcanzada fue explicada por el modelo nulo. Sin embargo, tanto la especie como el sexo estuvieron presentes en los tres modelos que también resultaron plausibles, pero estas variables se consideran no informativas, ya que sus intervalos de confianza (IC) del 95% incluyeron al cero (Material Suplementario Tabla 2; media $\pm$ SD: PPA = 1208 ± 206 km, $n = 42$; PM = 1166 ± 490 km, $n = 65$).

La distancia total recorrida fue mayor en el PPA que el PM (media $\pm$ SD: PPA = 8651 ± 2360 km, $n = 39$; PM = 6778 ± 2325 km, $n = 64$; Fig. 1; Material Suplementario Tabla 2): de acuerdo con el análisis multimodelo, la especie fue el único predictor informativo (IC 95% excluyó el cero; Material Suplementario Tabla 3), siendo el factor principal en los modelos con mayor soporte. El sexo y la interacción entre la especie y el

sexo estuvieron presentes en los modelos importantes, sin embargo, se consideran no informativos. Los análisis post-hoc confirmaron que las diferencias entre especies fueron consistentes para ambos sexos (Contraste PPA-PM: Hembras: Estimado $\pm$ SE = 1901 $\pm$ 511, t-ratio = 3.72, $p < 0.00$; Machos: Estimado $\pm$ SE = 1834 $\pm$ 511, t-ratio = 3.59, $p < 0.00$).

La dirección angular fue explicada por un conjunto de cuatro modelos con AIC < 4 (Material Suplementario Tabla 2). Uno de los modelos incluyó el año de estudio, la especie y la interacción entre ambos factores como predictores. Otro modelo incluyó además al sexo, y el finalmente un modelo más incluyó además la interacción entre el sexo y especie (Material Suplementario Tabla 2). Sin embargo, solo el año y su interacción con la especie resultaron los predictores informativos (IC 95% excluyeron el cero). La dirección de todos los viajes de los PM fue de media $\pm$ SD 36.7 $\pm$ 24.5°NE (rango = 32°- 44.3°, $n = 65$), mientras que la de los PPA fue de 47 $\pm$ 32.6° NE (rango = 36.3°- 73.7°, $n = 42$). Justamente en 2021, el PPA se desplazó en un ángulo de 73.7 $\pm$ 17.2° NE, viajando más al este de lo habitual (Fig. 2). Esta diferencia fue estadísticamente importante entre

los PPA de 2021 y los PM de 2022 y 2024 (Contrastes Post hoc: PPA:2021-PM:2022 Estimado $\pm$ SE = 40.46 $\pm$ 10.76, t-ratio = 3.76, $p = 0.01$; PPA:2021-PM:2024 Estimado $\pm$ SE = 39.08 $\pm$ 11.36, t-ratio = 3.44, $p = 0.02$; Material Suplementario Tabla 3). Los demás contrastes resultaron no significativos ($0.11 < p < 1$; PPA:2021 – PPA:2022 $p = 0.07$). Además, ni el sexo ni sus interacciones aportaron información significativa al modelo (Material Suplementario Tabla 3).

El modelo con el AIC más pequeño que explicó la fecha de inicio de la migración incluyó el sexo, el año de estudio, la especie y la interacción entre especie y año. Sin embargo, otros cuatro modelos fueron importantes e incluyeron también la interacción entre especie y sexo (Fig. 1; Material Suplementario Tabla 2). Los predictores informativos fueron la interacción año-especie, y también el año y la especie (todos excluyeron el cero en los IC 95%). El PM abandonó la colonia antes que PPA en todos los años (media $\pm$ SD: PPA = 110 $\pm$ 8.17 días (~ 20 de abril), $n = 45$; PM = 99 $\pm$ 4.91 días (~ 9 de abril), $n = 67$) independientemente del sexo, no encontrándose diferencias significativas entre machos y hembras dentro de cada especie

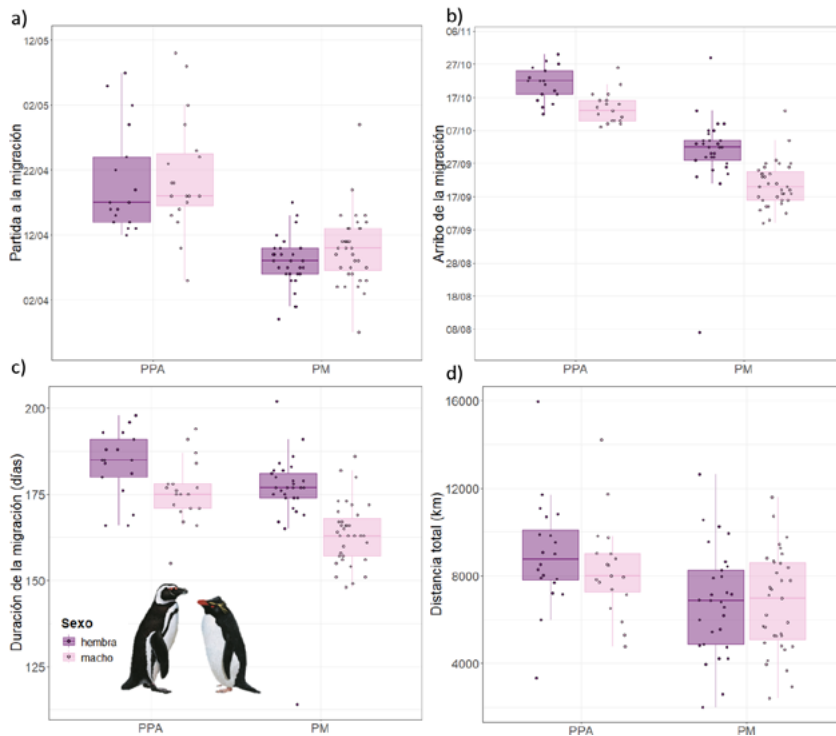


Figura 1. Características de los viajes migratorios de los Pingüinos de Magallanes (*Spheniscus magellanicus*) de Isla Quiroga y del Pingüino Penacho Amarillo (*Eudyptes chrysocome*) de Isla Pingüino, ambos nidifican cercanos en la localidad de Puerto Deseado, Argentina. Los diagramas de cajas muestran las diferencias entre los sexos en cuanto a: a) las fechas de partida, b) arribo (los años están agrupados), y c) la duración de la migración (total de días), y d) la distancia total recorrida (en km). Las cajas representan el primer y tercer cuartil (25 y 75%), las líneas dentro de las cajas la mediana, los bigotes (líneas de dispersión) indican los rangos intercuartílicos y los puntos los valores. Los datos más oscuros corresponden a hembras y los más claros a los machos.

(Contrastes entre sexos: PPA $p = 0.61$, PM $p = 0.57$; Material Suplementario Tabla 3). La fecha de partida mostró una interacción significativa entre el año y la especie ($p = 0.01$; Material Suplementario Tabla 2). Este efecto se debió a un retraso excepcional en la PPA durante 2021, donde los individuos partieron hacia sus áreas de invernada en promedio el día 116 ± 2 (~ 26 de abril), significativamente más tarde que en 2019 (media $\pm$ SE: 106 ± 2 ; Post-hoc $p = 0.01$) y 2024 (106 ± 2 ; Post-hoc $p = 0.02$). Por el contrario, los PM mantuvieron una notable estabilidad interanual en sus fechas de partida (rango de medias: 98–100; todos los contrastes interanuales $p > 0.90$). Como consecuencia de este desfase asimétrico, la diferencia cronológica entre ambas colonias se duplicó en 2021, alcanzando los 16.1 días de diferencia ($p < 0.00$) frente a los 7.90 días observados en 2019 ($p = 0.02$).

La fecha de arribo a la colonia (fin de la migración) fue explicada por dos modelos relevantes (AIC < 4) que incluyeron la especie, el sexo, el año de estudio y la interacción entre sexo y especie (Fig. 1; Material Suplementario Tabla 2). La especie, el año y sexo resultaron predictores informativos (IC 95%

excluyeron el cero; Material Suplementario Tabla 3). Los PM arribaron antes que los PPA a las colonias (Post-hoc Estimado $\pm$ SE = 22 ± 1.70 , t-ratio = 12.96, $p > 0.00$; media $\pm$ SE: PPA = 290 ± 5.94 días (~ 17 de octubre), $n = 36$; PM = 268 ± 11 días (~ 25 de septiembre), $n = 64$). En cuanto a las variaciones anuales, los contrastes a posteriori confirmaron una diferencia significativa entre 2019 y 2022 entre los pingüinos (Estimado $\pm$ SE = 7.07 ± 2.09 días, t-ratio = 3.38, $p = 0.06$). Los demás contrastes interanuales no fueron significativos tras el ajuste de comparaciones múltiples ($p > 0.16$). Los machos llegaron siempre antes que las hembras, independientemente de la especie y año (Post-hoc, Estimado $\pm$ SE = 8.25 ± 1.66 , t-ratio = 4.96, $p < 0.00$). De este modo, los machos de PM fueron los primeros en arribar, seguidos por las hembras de PM, quienes llegaron antes que los machos de PPA, siendo las hembras de PPA las últimas en completar la migración (media $\pm$ SE: día Juliano: PM σ = 264 ± 7 , PM ϕ = 274 ± 13 , PPA σ = 287 ± 4 , PPA ϕ = 294 ± 5 ; Material Suplementario Tabla 3).

La duración del período migratorio fue explicada por dos modelos que incluyeron el año, la especie,

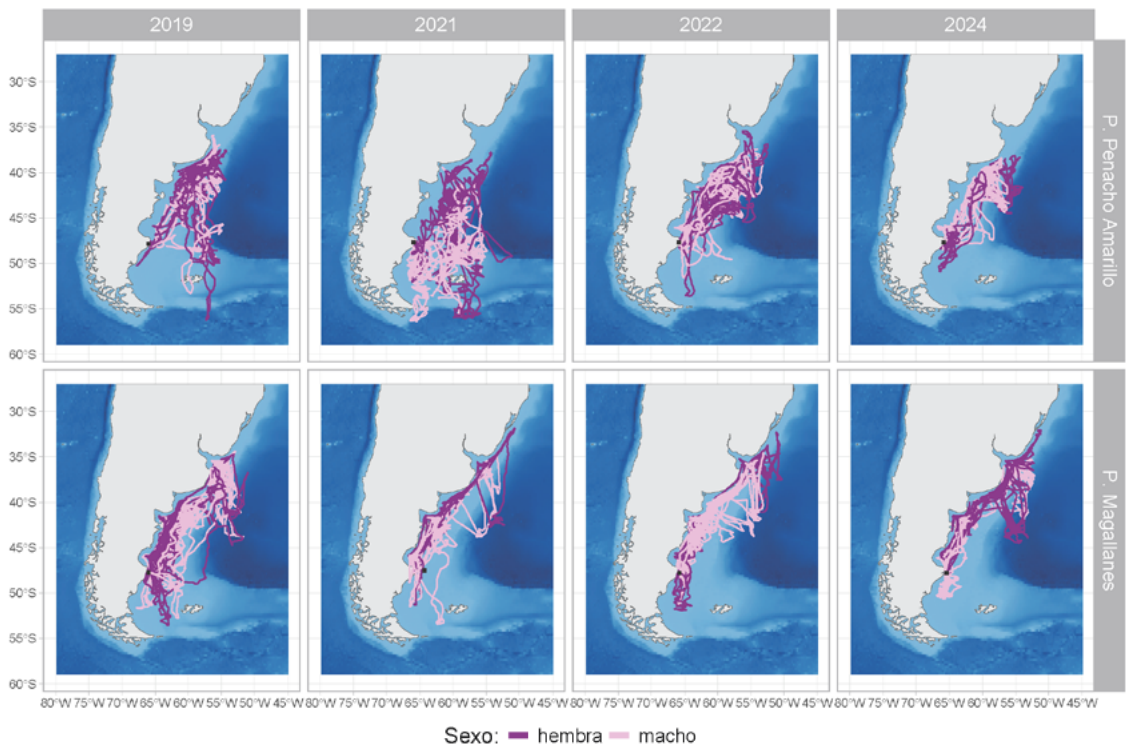


Figura 2. Viajes migratorios de los Pingüinos de Magallanes (*Spheniscus magellanicus*) de la colonia de Isla Quiroga y de los Pingüinos Penacho Amarillo (*Eudyptes chrysocome*) de la colonia de Isla Pingüino, Santa Cruz Argentina. Se incluyen viajes para los cuatro años (2019, 2021, 2022, 2024) donde se posee información de ambas especies a la vez. Las colonias están identificadas con un cuadrado negro. Los viajes más claros corresponden a machos y los más oscuros a las hembras. En el eje x puede observarse la longitud marcada como W para el oeste y en el eje y la latitud. Las tonalidades de azul indican una estimación de la profundidad del mar.

el sexo y la interacción sexo:especie (Fig. 1; Material Suplementario Tabla 2). La interacción fue el único predictor que no resultó informativo de los mencionados (IC 95 % incluyó el cero). La migración de los machos duró menos días que la migración de las hembras (media $\pm$ SD: ♂ = 168 ± 11 días, $n = 54$; ♀ = 179 ± 13 días, $n = 46$; Material Suplementario Tabla 2). El PPA pasó más días en el mar que el PM (media $\pm$ SD: PPA = 180 ± 10 días, $n = 36$; PM = 169 ± 13 días, $n = 64$). Además, los contrastes a posteriori mostraron que la migración en 2019 duró más que en 2021 y 2022 (respectivamente; $p = 0.04$, $p = 0.02$; Material Suplementario Tabla 3).

Relación entre los viajes migratorios y los frentes marinos

Estas especies utilizaron diferentes áreas de la plataforma continental (Figs. 2 & 3). Además, los PM utilizan diferentes áreas dependiendo de la colonia reproductiva, observándose una tendencia a que individuos de las colonias más al norte utilicen regiones más al norte. El PPA utilizó la zona del Rincón, aunque durante el año 2021 también ocupó el talud (Fig. 2).

El frente más utilizado por los pingüinos fue el frente de El Rincón, el cual fue ampliamente visitado por las colonias del norte y centro del PM, e incluso también por un porcentaje menor de las colonias del sur, y por el PPA (Fig. 3, Tabla 1). El frente del talud fue utilizado esencialmente por el PPA. El frente de la Corriente Patagónica fue usado en menor medida por los PM del centro y en gran medida por los PM del sur de la distribución (Fig. 3, Tabla 1). El frente del Río de la Plata no solapó con la distribución de los pingüinos de las diferentes colonias estudiadas.

DISCUSIÓN

En este trabajo, hemos encontrado diferencias interespecíficas en las características de los viajes migratorios del Pingüino de Magallanes (PM) y del Pingüino Penacho Amarillo (PPA) que se reproducen en colonias muy cercanas en Puerto Deseado. Además, hemos encontrado diferencias en la intensidad de uso de los frentes marinos de acuerdo a la colonia y especie. Especialmente importante para estas especies fue la zona del frente de El Rincón, la cual involucra aguas de la boca del Golfo San Matías, en Río Negro, y las del sur de la provincia de Buenos Aires, además de conformar un Parque Nacional Marino y Reserva Natural.

En estudios previos realizados en Isla Quiroga e Isla Pingüino, se ha visto que el PM y PPA comparten parcialmente las áreas utilizadas durante

la migración, en mayor proporción comparten el nicho oceanográfico (concentraciones de clorofila, temperatura, salinidad), pero no comparten el nicho isotópico—demostrando distintas dietas (Barrionuevo et al. 2025). Para completar el entendimiento de la segregación migratoria era necesario realizar una comparación de los parámetros de los viajes. En cuanto a las características de los viajes migratorios, los PPA viajaron casi 2000 kilómetros más que los PM. Esta diferencia en kilómetros probablemente no se deba a una mayor capacidad de natación de los PPA, ya que incluso son un poco más pequeños que los PM (Boersma et al. 2013, Pütz et al. 2013). Además, los PPA bucean a menores profundidades medias que los PM durante la reproducción (Pütz et al. 2006b, Sala et al. 2014, Dehnhard et al. 2016, Rosciano et al. 2022). La diferencia tampoco puede ser explicada por la distancia máxima alcanzada, ya que no encontramos diferencias entre las especies, ni por la duración de la migración, ya que, si bien la migración de los PPA duró 10 días más que la de los PM, esto no alcanza para explicar 2000 km más de recorrido. Por lo tanto, probablemente el mayor recorrido esté vinculado a un mayor movimiento diario de los PPA respecto de los PM. En ambas especies, las hembras migraron más tiempo que los machos, aunque esa diferencia fue mucho mayor en los PM (15 días más vs. 8 días más en PPA). La diferencia en la duración de la migración entre los sexos es explicada por las diferencias en el arribo (10 días antes los machos de PM que las hembras, y 7 días antes los machos de PPA que las hembras), ya que la partida fue en fechas similares entre los sexos de las especies. En general, los pingüinos machos llegan antes que las hembras a los sitios de nidificación para acondicionar y defender sus nidos (Boersma et al. 2013). A su vez, hubo diferencias entre especies para las fechas de arribo y partida; los PM salen aproximadamente 11 días antes a la migración que los PPA, y además llegan de vuelta a la colonia antes que los PPA; 23 días de diferencia entre machos de PM y PPA, y 17 días entre las hembras. Esto se traduce directamente en una diferencia en la fenología reproductiva de las especies. En el sitio de estudio las fechas promedio de puesta de los primeros huevos son el 10 de octubre para los PM y el 7 de noviembre para los PPA (Lera et al. 2023).

Durante la migración sería esperable encontrar que los pingüinos utilicen los frentes marinos, aunque dada la dieta de los mismos, esperaríamos no encontrar una superposición absoluta entre los frentes marinos y el uso de hábitat de los pingüinos. El PM consume principalmente peces, como Anchoíta (*Engraulis*

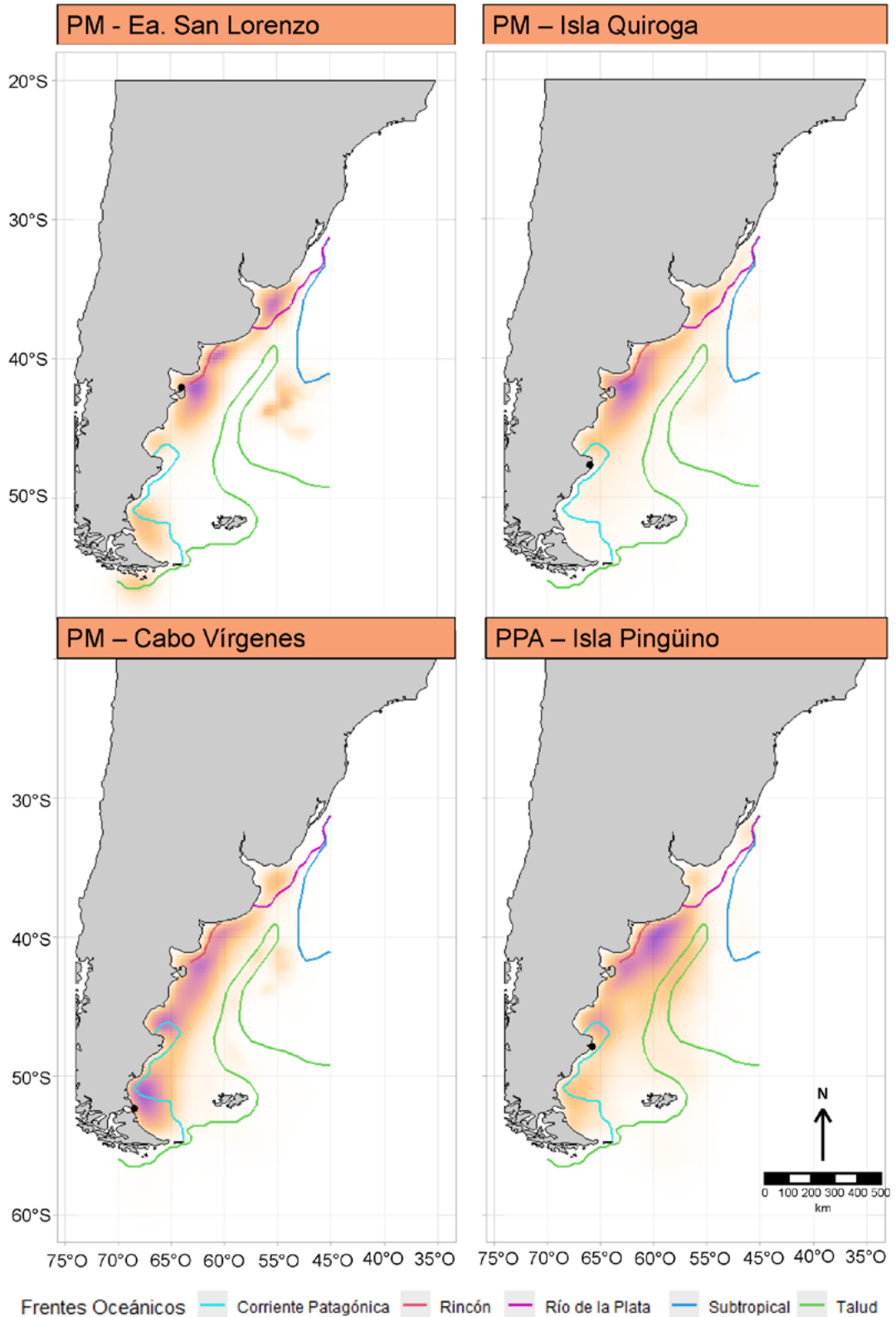


Figura 3. Mapas de densidad de ocurrencia durante la migración para el Pingüino de Magallanes (*Spheniscus magellanicus* - PM) en tres colonias y para el Pingüino Penacho Amarillo (*Eudyptes chrysocome* - PPA) que nidifica en Isla Pingüino. La ocurrencia se encuentra estandarizada de 0-1, donde uno es la mayor ocurrencia y cero la menor; se la muestra a través de un degradé de colores continuo de violeta (1) a blanco (0). La localización de cada colonia para cada mapa está señalada con un círculo cerrado negro. Las líneas de distintos colores pertenecen a diferentes frentes que se pueden identificar en las referencias (tomados de Acha et al. 2020).

anchota) y Sardina Fueguina (*Sprattus fuegensis*), pero también calamares y crustáceos (Boersma et al. 2013, Ciancio et al. 2021). Por el contrario, los PPA consumen en estratos inferiores de la cadena trófica consumiendo larvas de esas especies de sardina, calamares y crustáceos (Pütz et al. 2013). Al respecto, encontramos que las distintas colonias utilizaron de manera diferente los frentes de la plataforma argentina. El PPA de Isla Pingüino utiliza los frentes en menor proporción que el PM. Solamente el 15% de los sitios que más utilizaron los PPA se solapan con el frente del Rincón y el 8% con el frente del talud. Sin embargo, la zona del Rincón es la zona más utilizada por esta especie. La zona del frente del talud fue especialmente importante en 2021 cuando hubo anomalías positivas de la temperatura superficial del agua (Barrionuevo et al. 2025), demostrando el potencial de ser un sitio importante, como refugio, ante los escenarios de calentamiento global.

En el PM podríamos dividir en tres a la población global de Argentina (excluyendo a la de las Islas Malvinas) de acuerdo a la información disponible de las colonias, su ubicación y tamaño poblacional, y su migración. 1) Las colonias del norte, que en este trabajo estarían representadas por Estancia San Lorenzo, abarcarían las de Río Negro y Chubut (García-Borboroglu et al. 2022) y representarían el 62.4 % de la población total de la Argentina. En este caso la distribución del PM solapó ampliamente con el frente de El Rincón, y si bien no se solapan con otro frente, si se puede observar cómo el frente del Río de la Plata, que constituye el límite oriental de la pluma del río (Piola et al. 2008), parece ser también una frontera oriental para estos individuos. Este frente divide las aguas estuarinas de las marinas, probablemente los pingüinos que aprovechan la región hacia el oeste de este frente están capturando presas de origen estuarino o costero. 2) Las colonias del centro de la distribución reproductiva del PM podrían incluir

las del norte/centro de Santa Cruz, de Punta Pájaros a Monte León (Millones et al. 2021) y comprenden el 21.4% de la población total. Los pingüinos del centro de la distribución están representados en este trabajo por la colonia de Isla Quiroga y utilizaron fundamentalmente el frente de El Rincón (70%) y en menor medida el frente de la Corriente Patagónica (1.6%). 3) Por último, las colonias del sur, que abarcaría las del sur de Santa Cruz (Millones et al. 2021) y Tierra del Fuego (Raya Rey et al. 2004), representan el 16.2% de la población. Esta distribución está representada en nuestro trabajo por la colonia de Cabo Virgenes cuyos pingüinos utilizaron el frente de la Corriente Patagónica (40%) y El Rincón (15%).

Los sectores norte (1) y centro (2) de la distribución reproductiva del PM, que reúnen la mayor parte de la población, y la colonia de PPA estudiada, usaron preferentemente el área de El Rincón. Este frente abarca aproximadamente desde los 39°S-41°S, se localiza en aguas costeras, de baja profundidad, y está presente todo el año (Acha et al. 2004), se encuentra al sur-sureste de la provincia de Buenos Aires, incluyendo la boca del Golfo San Matías. Esta área representa una de las zonas de mayor desarrollo hidrocarburífero del país, como el polo petroquímico de Bahía Blanca, y en un futuro cercano se desarrollará como un área de carga de petróleo y de gas, con la instalación de boyas y buques desgasificadores en el Golfo San Matías. Por otro lado, es una zona de esfuerzo pesquero relativamente bajo, con áreas de veda durante buena parte del año (Copello et al. 2014). Aquí operan tanto la flota industrial de arrastre de fondo como la flota artesanal de palangre, la primera lo hace durante todo el año, aunque con un menor esfuerzo durante los meses de invierno, cuando los pingüinos utilizan estas aguas. Sin embargo, interacciones directas o indirectas podrían estar ocurriendo en la zona, por la captura incidental de pingüinos o inclusive de especies no

Tabla 1. Utilización de los frentes marinos de la plataforma argentina por el Pingüino Penacho Amarillo (*Eudyptes chrysocome*) y el Pingüino de Magallanes (*Spheniscus magellanicus*) detallado por colonia. Los valores se expresan como el porcentaje que cada frente representa dentro del total de celdas de mayor uso de cada colonia.

Especie	Frente Colonia	Corriente Patagónica	El Rincón	Talud	Subtropical	Río de la Plata
Pingüino Penacho Amarillo	Isla Pingüino	0.00	15.38	7.59	0.00	0.00
	San Lorenzo	0.00	92.31	0.00	0.00	0.00
Pingüino de Magallanes	Isla Quiroga	1.61	69.23	0.00	0.00	0.00
	Cabo Virgenes	40.32	15.38	0.00	0.00	0.00

blanco, como la Anchoíta (ver Gandini et al. 1998). Si bien existen registros de captura incidental de pingüinos en arrastre de Merluza Común (*Merluccius hubbsi*) o Langostino Patagónico (*Pleoticus muelleri*), su incidencia no parece ser muy alta (Gandini et al. 1998, González-Zeballos & Yorio 2006, Crawford et al. 2017).

Las colonias del norte de la distribución del PM, que representa el 62% de la población analizada en este trabajo, utilizaron el área de la boca del Río de la Plata. La pluma del Río de la Plata conforma una zona de baja salinidad y alta concentración de nutrientes, cuya extensión depende principalmente del caudal del río y la intensidad y dirección de los vientos (Piola et al. 2008). Ha sido reportado que la dinámica de la extensión de la pluma tuvo gran incidencia en el éxito reproductivo de los PM de Punta Tombo (Rebstock & Boersma 2018), colonia del sector norte de acuerdo a nuestra categorización de la distribución nacional de la especie. En cuanto a la pesca comercial es un área de importancia para la flota fresquera de altura y costera. Es un área de pesca de algunas especies presa de los pingüinos, aunque el esfuerzo y la captura total no son altos (Copello et al. 2014). Hay pocos registros de interacciones directas con los pingüinos en flotas de este tipo (e.g., Tamini et al. 2002, Seco Pon et al. 2013).

El frente del talud, que fue utilizado principalmente por el PPA en años anómalos, es un frente permanente y se extiende a lo largo del talud desde el Banco de Burdwood hacia el este, alrededor de las Malvinas y hacia al norte hasta la confluencia entre las corrientes de Malvinas y Brasil (Acha et al. 2004). Hay dos pesquerías principales en esta zona que son la de la Merluza Común y el Calamar (*Illex argentinus*), pero los datos indican que ninguna de ellas tiene un efecto directo significativo sobre los pingüinos en la zona (Tamini et al. 2015, Crawford et al. 2017). Por otro lado, el frente de la Corriente Patagónica fue utilizado en gran medida por el sector sur de la distribución del PM, pero este sector solamente representa el 16% de la población estudiada. Este frente es clave para la cría y distribución de adultos presas de los pingüinos como la Sardina Fiebre (*Sprattus fuegensis*; Madirolas et al. 2000) y *Grimothea gregaria* (Diez et al. 2016).

En síntesis, los frentes asociados a las aguas de la provincia de Buenos Aires parecen resultar claves como áreas de alimentación de los pingüinos, en especial para los PM, durante el período no reproductivo. Los PPA, utilizan estos frentes, aunque en mucha menor medida. Afortunadamente, hasta el momento la pesca comercial no parece representar un problema durante los meses de invierno para los pingüinos que utilizan esa zona, ni por competencia

por presas ni por capturas (Crawford et al. 2017). La identificación de las áreas más utilizadas durante la migración de los pingüinos y su consecuente protección, en especial referido a actividades extractivas de gran escala, se torna imprescindible para la conservación de los pingüinos que nidifican en el Mar Argentino, más aún en el marco de un contexto de desarrollo hidrocarburífero dentro de la plataforma continental y, al mismo tiempo, de un proceso de cambio global, donde existe ya evidencia de cambios registrados en áreas marinas de la plataforma continental argentina (Franco et al. 2020).

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a Nahuel Marchisio, Annick Morgenthaler, Ana Millones, Javier Fernández de Darwin Expeditions, Ariel Serra, Ralph Vanstreels, Víctor Flores y Daniela Hernández del Consejo Agrario de Santa Cruz, Flavio Quintana, Gabriela Blanco, Tincho Brogger y Juan Cruz Martín por su ayuda en el campo. A Amanda Manero y los torreros de la Armada Argentina por la logística en Cabo Vírgenes. A Simeon Lisovski por su ayuda con los análisis de los geolocalizadores. A Alberto Piola por la información sobre la localización de los frentes marinos. A dos revisores/as anónimos y a la editora en jefe de esta revista quienes realizaron valiosos comentarios para mejorar la primera versión. Este proyecto fue subsidiado por fondos de WCS y Pan American Energy otorgados a EF, y un PICT Joven y un PIBAA otorgado a MB. Los permisos de la provincia de Santa Cruz fueron otorgados por el Consejo Agrario a Esteban Frere.

MATERIAL SUPLEMENTARIO

Accedí al material suplementario de este artículo, visitando <https://doi.org/10.56178/eh.v41i1.1537>.

REFERENCIAS

- Acha EM, Iribarne O, Piola A (ed) (2024) The Patagonian Shelf-break Front. Ecology, Fisheries, Wildlife Conservation. Springer Cham, Aquatic Ecology Series. Pp. 282. <https://doi.org/10.1007/978-3-031-52504-9>
- Acha EM, Mianzan HW, Guerrero, RA, Favero M, Bava J (2004) Marine fronts at the continental shelves of austral South America: physical and ecological processes. Journal of Marine Systems 44(1-2):83-10. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2003.05.007>
- Acha EM, Viñas MD, Derisio C, Alemany D, Piola A (2020) Large-scale geographic patterns of pelagic copepods in the Southwestern Atlantic: physical and biological drivers. Journal of Marine Sys-

- tems 204:103281. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2019.103281>
- Ainley DG, Wilson RP (2023) The aquatic world of penguins: biology of fish-birds. Springer Cham. Pp. 567. <https://doi.org/10.1007/978-3-031-33102-2>
- Aleman D, Acha EM, Iribarne O (2009) The relationship between marine fronts and fish diversity in the Patagonian Shelf Large Marine Ecosystem. *Journal of Biogeography* 36(11):2111-2124. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2009.02150.x>
- Aleman D, Iribarne O, Acha EM (2018) Marine fronts as preferred habitats for young Patagonian hoki (*Macruronus magellanicus*) in the southern Patagonian shelf. *Marine Ecology Progress Series* 588:191-200. <https://doi.org/10.3354/meps12461>
- Baldassin P, Taniguchi S, Gallo H, Maranhão A, Kolesnikovas C, Amorim DB, ... Montone RC (2016) Persistent organic pollutants in juvenile Magellanic Penguins (*Spheniscus magellanicus*) in South America. *Chemosphere* 149:391-399. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.01.077>
- Barrionuevo M, Ciancio J, Steinfurth A, Frere E (2020) Geolocation and stable isotopes indicate habitat segregation between sexes in Magellanic penguins during the winter dispersion. *Journal of Avian Biology* 51(2). <https://doi.org/10.1111/jav.02347>
- Barrionuevo M, Frere E (2024) Partial migration in Magellanic penguins. *Journal of Avian Biology* 2024(3-4):e03203. <https://doi.org/10.1111/jav.03203>
- Barrionuevo M, Frere E, Quintana F, Ciancio J, Marchisio N, Lisovski S (2023) Within- and among-colony variation in non-breeding dispersion of Magellanic penguins breeding along the coast of Argentina. *Marine Ecology Progress Series* 721:151-160. <https://doi.org/10.3354/meps14442>
- Barrionuevo M, Lisovski S, Morgenthaler A, Millones A, Frere E (2025) Different Migration Strategies Under Warming Ocean Anomalies in Penguins: A Study of Spatial, Oceanographic, and Isotopic Niche Segregation. *Journal of Ornithology* 167:325-337. <https://doi.org/10.1007/s10336-024-02213-9>
- Bartoń K (2023) MuMIn: Multi-Model Inference. R package version 1.47.5. [URL: <https://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>]
- Baylis AM, Orben RA, Pistorius P, Brickley P, Stanilan I, Ratcliffe N (2015) Winter foraging site fidelity of king penguins breeding at the Falkland Islands. *Marine Biology* 162(1):99-110. <https://doi.org/10.1007/s00227-014-2561-1>
- Baylis AM, Tierney M, Orben RA, Gonzalez de la Pena D, Brickley P (2021) Non-breeding movements of Gentoo Penguins at the Falkland Islands. *Ibis* 163(2):507-518. <https://doi.org/10.1111/ibi.12891>
- Beal M, Oppel S, Handley J, Pearmain EJ and others (2021) track2KBA: an R package for identifying important sites for biodiversity from tracking data. *Methods in Ecology and Evolution* 12(12):2372-2378. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13713>
- Biotrack (2013) M-series geolocator user manual V11. Lotek UK Ltd, Wareham
- BirdLife International (2020a) *Spheniscus magellanicus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2020:e.T22697822A157428850. [URL: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-3.RLTS.T22697822A157428850.en>]. (04/06/2026)
- BirdLife International (2020b) *Eudyptes chrysocome*. The IUCN Red List of Threatened Species 2020:e.T22735250A182762377. [URL: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-3.RLTS.T22735250A182762377.en>]. (04/06/2024)
- Boersma PD (1987) El Niño behind penguin deaths? *Nature* 327(6118):96-96. <https://doi.org/10.1038/327096a0>
- Boersma PD (2008) Penguins as marine sentinels. *Bioscience* 58(7):597-60. <https://doi.org/10.1641/B580710>
- Boersma PD, Frere E, Kane O, Pozzi LM, Pütz K, Raya Rey AN, ... Garcia Borboroglu JP (2013) Magellanic penguin (*Spheniscus magellanicus*). In: Borboroglu PG, Boersma PD (eds) *Penguins: natural history and conservation*. University of Washington Press, Seattle, WA. Pp. 233-263
- Boersma PD, Rebstock GA (2014) Climate change increases reproductive failure in Magellanic penguins. *PLOS One* 9(1):e85602. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0085602>
- Ciancio JE, Yorio P, Buratti C, Colombo GA, Frere E (2021) Isotopic niche plasticity in a marine top predator as indicator of a large marine ecosystem food web status. *Ecological Indicators* 126:107687. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107687>
- Clarke J, Kerry K (1994) The effects of monitoring procedures on Adélie penguins. *CCAMLR Science* 1:155-164
- Copello S, Pon JPS, Favero M (2014) Spatial overlap of Black-browed albatrosses with longline and trawl fisheries in the Patagonian Shelf during the non-breeding season. *Journal of Sea Research* 89:44-51. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2013.10.003>
- Crawford R, Ellenberg U, Frere E, Hagen C, Baird K, Brewin P, ..., Small C (2017) Tangled and drowned: a global review of penguin bycatch in fisheries. *Endangered Species Research* 34:373-396. <https://doi.org/10.3354/esr00847>
- Dehnhard N, Ludynia K, Masello JF, Voigt CC, McGill RA, Quillfeldt P (2016) Plasticity in foraging behaviour and diet buffers effects of inter-annual environmental differences on chick growth and survival in southern rockhopper penguins *Eudyptes chrysocome chrysocome*. *Polar Biology* 39(9):1627-1641. <https://doi.org/10.1007/s00300-015-1887-5>

- Di Benedetto APM, Siciliano S (2017) Marine debris boost in juvenile Magellanic penguins stranded in south-eastern Brazil in less than a decade: insights into feeding habits and habitat use. *Marine Pollution Bulletin* 125(1-2):330-333. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.08.053>
- Diez MJ, Cabreira AG, Madirolas A, Lovrich GA (2016) Hydroacoustical evidence of the expansion of pelagic swarms of *Munida gregaria* (Decapoda, Munididae) in the Beagle Channel and the Argentine Patagonian Shelf, and its relationship with habitat features. *Journal of Sea Research* 114:1-12. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2016.05.001>
- Dodino S, Lois NA, Riccialdelli L, Polito MJ, Pütz K, Raya Rey A (2021) Sex-specific spatial use of the winter foraging areas by Magellanic penguins and assessment of potential conflicts with fisheries during winter dispersal. *PLOS One* 16(8):e0256339. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0256339>
- Dodino S, Balza U, Riccialdelli L, Polito MJ, Pütz K, Rey AR (2024) Pre-molt dispersal and use of marine protected areas by Southern Rockhopper Penguins (*Eudyptes chrysocome*) at the southernmost oceanic regions of South America. *Progress in Oceanography* 229:103369. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2024.103369>
- Falabella V, Campagna C, Croxall J (2009) Atlas del mar patagónico. Especies y espacios. Wildlife Conservation Society and BirdLife International, Buenos Aires. Pp. 304
- Favero M, Blanco G, García G, Copello S, Seco Pon JP, Frere E, ..., Gandini P (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(2):131-139. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2010.00408.x>
- Franco BC, Defeo O, Piola AR, Barreiro M, Yang H, Ortega L, ... Möller OO (2020) Climate change impacts on the atmospheric circulation, ocean, and fisheries in the southwest South Atlantic Ocean: a review. *Climatic Change* 162(4):2359-2377. <https://doi.org/10.1007/s10584-020-02783-7>
- Frere E, Gandini M, Gandini P, Holik T, Litcheschein V, Oliva Day M (1993) Variación anual en el número de adultos reproductivos en una nueva colonia de Pingüino Penacho Amarillo *Eudyptes crestatus* (Spheniscidae) en la Isla Pingüino (Santa Cruz, Argentina). *Hornero* 13(4):2931-2945. <https://doi.org/10.56178/eh.v13i4.1052>
- Gandini PA, Frere E, Holik TM (1992) Implicancias de las diferencias en el tamaño corporal entre colonias para el uso de medidas morfométricas como método de sexado en *Spheniscus magellanicus*. *Hornero* 13(3):211-213. <https://doi.org/10.56178/eh.v13i3.1067>
- Gandini P, Boersma PD, Frere E, Gandini M, Holik T, Lichtschein V (1994) Magellanic penguins (*Spheniscus magellanicus*) affected by chronic petroleum pollution along coast of Chubut, Argentina. *The Auk* 111(1):20-27. <https://doi.org/10.1007/s00300-016-2027-2>
- Gandini P, Millones A, Morgenthaler A, Frere E (2017) Population trends of the Southern Rockhopper Penguin (*Eudyptes chrysocome chrysocome*) at the northern limit of its breeding range: Isla Pingüino, Santa Cruz, Argentina. *Polar Biology* 40(5):1023-1028. <https://doi.org/10.1007/s00300-016-2026-7>
- Gandini PA, Frere E, Pettovello AD, Cedrola PV (1998) Interaction between Magellanic penguins and shrimp fisheries in Patagonia, Argentina. *The Condor* 101(4):783-789. <https://doi.org/10.2307/1370068>
- García-Borboroglu P, Pozzi LM, Parma AM, Dell'Arciprete P, Yorío P (2022) Population distribution shifts of Magellanic Penguins in northern Patagonia, Argentina: Implications for conservation and management strategies. *Ocean & Coastal Management* 226:106259. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2022.106259>
- García-Borboroglu PG, Boersma PD (eds) (2013) Penguins: natural history and conservation. University of Washington Press
- González-Zevallos D, Yorío P (2006) Seabird use of discards and incidental captures at the Argentine hake trawl fishery in the Golfo San Jorge, Argentina. *Marine Ecology Progress Series* 316:175-183. <https://doi.org/10.3354/meps>
- Green CP, Green DB, Ratcliffe N, Thompson D, Lea MA, Baylis AM, ..., Hindell MA (2023) Potential for redistribution of post-moult habitat for *Eudyptes* penguins in the Southern Ocean under future climate conditions. *Global Change Biology* 29(3):648-667. <https://doi.org/10.1111/gcb.16500>
- Grueber CE, Nakagawa S, Laws RJ, Jamieson IG (2011) Multimodel inference in ecology and evolution: challenges and solutions. *Journal of Evolutionary Biology* 24(4):699-711. <https://doi.org/10.1111/j.1420-9101.2010.02210.x>
- Holt KA, Boersma PD (2022) Unprecedented heat mortality of Magellanic Penguins. *The Condor* 124(1). <https://doi.org/10.1093/ornithapp/duab055>
- Lenth RV (2024) emmeans: Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means. R package version 1.10.0. [URL: <https://CRAN.R-project.org/package=emmeans>]
- Lera MD, Barrionuevo M, Morgenthaler A, Millones A, Frere E (2023) Phenology and reproductive biology of the southern rockhopper penguin (*Eudyptes chrysocome chrysocome*) at Isla Pingüino (Santa Cruz Province, Argentina). *Polar Biology* 46(8):749-758. <https://doi.org/10.1007/s00300-023-03164-8>
- Lisovski S, Bauer S, Briedis M, Davidson SC and others (2020) Light-level geolocator analyses: a user's guide. *Journal of Animal Ecology* 89(1):221-236. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.13121>

- Lisovski S, Sumner MD, Wotherspoon SJ (2015) Tw-Geos basic data processing for light based geo-location archival tags. [URL: <https://github.com/slisovski/TwGeos>]
- Lois NA, Campagna L, Balza U, Polito MJ, Pütz K, Viana JA, ..., Mahler B (2020) Metapopulation dynamics and foraging plasticity in a highly vagile seabird, the southern rockhopper penguin. *Ecology and Evolution* 10(7):3346-3355. <https://doi.org/10.1002/ece3.6133>
- Madirolas A, Sánchez R, Hansen J, Alvarez Colombo G, Reta R (2000) Distribución, abundancia, biología y hábitat de la sardina fueguina *Sprattus fuegensis*. Informe Técnico INIDEP. Pp. 46
- Mendez-Sanhueza S, Torres M, Pozo K, Del Aguila G, Hernandez F, Jacobsen C, Echeverry D (2023) Microplastics in seabird feces from coastal areas of central Chile. *Animals* 13(18):2840. <https://doi.org/10.3390/ani13182840>
- Millones A, Morgenthaler A, Gandini P, Frere E (2021) Population numbers of the Magellanic penguin along its central-southern distribution in Argentina: an update after 25 years. *Waterbirds* 44(4):499-508. <https://doi.org/10.1675/063.044.0411>
- Morgenthaler A, Frere E, Rey AR, Torlaschi C, Cedrola P, Tiberi E, ..., Millones A (2018) Unusual number of Southern Rockhopper Penguins, *Eudyptes chrysocome*, molting and dying along the Southern Patagonian coast of Argentina: pre-molting dispersion event related to adverse oceanographic conditions? *Polar Biology* 41(5):1041-1047. <https://doi.org/10.1007/s00300-018-2264-x>
- Neto HG, Bantel CG, Browning J, Della Fina N, Ballabio TA, de Santana FT, ... Barbosa CB (2021) Mortality of a juvenile Magellanic penguin (*Spheniscus magellanicus*, *Spheniscidae*) associated with the ingestion of a PFF-2 protective mask during the Covid-19 pandemic. *Marine Pollution Bulletin* 166:112232. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112232>
- Newton I (2008) *The Migration Ecology of Birds*. Elsevier Academic Press, London
- Oehler DA, Marin M, Kusch A, Danielle L, Weakley LA, Fry WR (2018) Foraging ranges in Southern Rockhopper Penguins (*Eudyptes chrysocome chrysocome*) on Isla Noir, Chile. *International Journal of Avian & Wildlife Biology* 3(4):320-325. <https://doi.org/10.15406/ijawb.2018.03.00109>
- Pinheiro J, Bates D, R Core Team (2023) *nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models*. R package version 3.1-164. [URL: <https://CRAN.R-project.org/package=nlme>]
- Piola AR, Romero SI, Zajackowski U (2008) Space-time variability of the Plata plume inferred from ocean color. *Continental Shelf Research* 28(13):1556-1567. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2007.02.013>
- Piola AR, Palma ED, Bianchi AA, Castro BM, Dottori M, Guerrero RA, ..., Saraceno M (2018) Physical oceanography of the SW Atlantic Shelf: a review. *Plankton ecology of the Southwestern Atlantic: From the Subtropical to the Subantarctic realm*. Pp. 37-56
- Pütz K, Ingham RJ, Smith JG (2000) Satellite tracking of the winter migration of Magellanic Penguins *Spheniscus magellanicus* breeding in the Falkland Islands. *Ibis* 142(4):614-622. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2000.tb04461.x>
- Pütz K, Ingham RJ, Smith JG, Lüthi BH (2002) Winter dispersal of rockhopper penguins *Eudyptes chrysocome* from the Falkland Islands and its implications for conservation. *Marine Ecology Progress Series* 240:273-284. <https://doi.org/10.3354/meps240273>
- Pütz K, Raya Rey A, Otley H (2013) *Southern rockhopper penguin. Penguins—natural history and conservation*. University of Washington Press, Seattle. Pp. 113-129
- Pütz K, Rey AR, Schiavini A, Clausen AP, Lüthi BH (2006a) Winter migration of rockhopper penguins (*Eudyptes c. chrysocome*) breeding in the Southwest Atlantic: is utilisation of different foraging areas reflected in opposing population trends? *Polar Biology* 29(9):735-744. <https://doi.org/10.1007/s00300-006-0110-0>
- Pütz K, Rey AR, Huin N, Schiavini A, Pütz A, Lüthi BH (2006b) Diving characteristics of southern rockhopper penguins (*Eudyptes c. chrysocome*) in the southwest Atlantic. *Marine Biology* 149(2):125-137. <https://doi.org/10.1007/s00300-005-0100-3>
- Pütz K, Schiavini A, Rey AR, Lüthi BH (2007) Winter migration of magellanic penguins (*Spheniscus magellanicus*) from the southernmost distributional range. *Marine Biology* 152(6):1227-1235. <https://doi.org/10.1007/s00227-007-0770-x>
- Quadri-Adrogué A, Gómez-Ramírez P, García-Fernández AJ, García GO, Seco-Pon JP, Miglioranza KSB (2022) Feather mercury levels in beached Magellanic penguin (*Spheniscus magellanicus*) in northern Argentina during the non-breeding season. *Environmental Science and Pollution Research* 29(17):24793-24801. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-17565-x>
- R Development Core Team (2021) *R: a language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna
- Ratcliffe N, Crofts S, Brown R, Baylis AM, Adlard S, Horswill C, ..., Staniland IJ (2014a) Love thy neighbour or opposites attract? Patterns of spatial segregation and association among crested penguin populations during winter. *Journal of Biogeography* 41(6):1183-1192. <https://doi.org/10.1111/jbi.12279>
- Ratcliffe N, Takahashi A, Oulton C, Fukuda M, Fry B, Crofts S, ..., Trathan PN (2014b) A leg-band for mounting geolocator tags on penguins. *Marine Ornithology* 42:23-26
- Raya Rey A, Trathan P, Pütz K, Schiavini A (2007) Effect of oceanographic conditions on the winter

- movements of rockhopper penguins *Eudyptes chrysocome* from Staten Island, Argentina. *Marine Ecology Progress Series* 330:285-295. <https://doi.org/10.3354/meps>
- Raya Rey A, Rosciano N, Liljesthrom M, Sáenz Samaniego R, Schiavini A (2014) Species-specific population trends detected for penguins, gulls and cormorants over 20 years in sub-Antarctic Fuegian Archipelago. *Polar Biology* 37(9):1343-1360. <https://doi.org/10.1007/s00300-014-1526-6>
- Rebstock GA, Boersma PD (2018) Oceanographic conditions in wintering grounds affect arrival date and body condition in breeding female Magellanic penguins. *Marine Ecology Progress Series* 601:253-267. <https://doi.org/10.3354/meps12668>
- Rebstock GA, Boersma PD (2023) Sex-specific migratory behavior in a marine predator results in higher risks to females. *Marine Ecology Progress Series* 725:141-156. <https://doi.org/10.3354/meps14467>
- Rey AR, Trathan P, Pütz K, Schiavini A (2007) Effect of oceanographic conditions on the winter movements of rockhopper penguins *Eudyptes chrysocome* from Staten Island, Argentina. *Marine Ecology Progress Series* 330:285-295. <https://doi.org/10.3354/meps330285>
- Rosciano NG, Pütz K, Polito MJ, Raya Rey A (2022) Where's the best supermarket deal? Female Southern Rockhopper Penguins (*Eudyptes chrysocome*) show variable foraging areas during the guard stage at Isla de los Estados, Argentina. *Canadian Journal of Zoology* 100(999):46-55. <https://doi.org/10.1139/cjz-2021-0020>
- Sala JE, Wilson RP, Frere E, Quintana F (2014) Flexible foraging for finding fish: variable diving patterns in Magellanic penguins *Spheniscus magellanicus* from different colonies. *Journal of Ornithology* 155(3):801-817. <https://doi.org/10.1007/s10336-014-1065-5>
- Schiavini A, Rey AR (2004) Long days, long trips: foraging ecology of female rockhopper penguins *Eudyptes chrysocome* at Tierra del Fuego. *Marine ecology progress series* 275:251-262. <https://doi.org/10.3354/meps275251>
- Seco Pon JP, Álvarez VA, Nicolini AT, Rosenthal AF, García GO (2023) Ingestion of marine debris by juvenile Magellanic penguins (*Spheniscus magellanicus*) in wintering grounds of coastal Argentina. *Marine Pollution Bulletin* 193:115247. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115247>
- Seco Pon JP, Bastida J, Giardino GV, Favero M, Copello S (2019) Seabirds east of Tierra del Fuego, Argentina during a 3D seismic survey. *Ornitología Neotropical* 30:103-111. <https://doi.org/10.58843/ornneo.v30i0.340>
- Seco Pon JP, Copello S, Moretinni A, Lértora HP, Bruno I, Bastida J, Mauco L, Favero M (2013) Seabird and marine-mammal attendance and by-catch in semi-industrial trawl fisheries in near-shore waters of northern Argentina. *Marine & Freshwater Research* 64(3):237-248. <https://doi.org/10.1071/MF12312>
- Stokes DL, Boersma PD, Davis LS (1998) Satellite tracking of Magellanic Penguin migration. *The Condor* 100(2):376-381. <https://doi.org/10.2307/1370280>
- Tamini L, Perez J, Chiaramonte G, Luis Cappozzo H (2002) Magellanic Penguin *Spheniscus magellanicus* and fish as bycatch in the cornalito *Sorgentinia incisa* fishery at Puerto Quequén, Argentina. *Atlantic Seabirds* 4(3):109-114
- Tamini LL, Chavez LN, Góngora ME, Yates O, Rabuffetti FL, Sullivan B (2015) Estimating mortality of black-browed albatross (*Thalassarche melanophris*, Temminck, 1828) and other seabirds in the Argentinean factory trawl fleet and the use of bird-scaring lines as a mitigation measure. *Polar Biology* 38(11):1867-1879. <https://doi.org/10.1007/s00300-015-1747-3>
- Thiebot JB, Bost CA, Dehnhard N, Demongin L, Eens M, Lepoint G, ..., Poisbleau M (2015) Mates but not sexes differ in migratory niche in a monogamous penguin species. *Biology Letters* 11(9). <https://doi.org/10.1098/rsbl.2015.0621>
- Trathan PN, García-Borboroglu P, Boersma D, Bost CA, Crawford RJ, Crossin GT, ..., Wienecke B (2015) Pollution, habitat loss, fishing, and climate change as critical threats to penguins. *Conservation Biology* 29(1):31-41. <https://doi.org/10.1111/cobi.12349>
- Wagner EL, Frere E, Boersma PD (2023) Changing course: Relocating commercial tanker lanes significantly reduces threat of chronic oiling for a top marine predator. *Marine Pollution Bulletin* 193:115195. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115195>
- Wilson RP, Kreye JM, Lucke K, Urquhart H (2004) Antennae on transmitters on penguins: balancing energy budgets on the high wire. *Journal of Experimental Biology* 207(15):2649-2662. <https://doi.org/10.1242/jeb.01067>
- Wilson RP, Sala JE, Gómez-Laich A, Ciancio J, Quintana F (2015) Pushed to the limit: food abundance determines tag-induced harm in penguins. *Animal Welfare* 24(1):37-44. <https://doi.org/10.7120/09627286.24.1.037>
- Wotherspoon S, Sumner M, Lisovski S (2016) SGAT: Solar Geolocation for Animal Tracking. R package version 0.1.3. [URL: <https://github.com/SWotherspoon/SGAT>]
- Yamamoto T, Yoda K, Blanco GS, Quintana F (2019) Female-biased stranding in Magellanic penguins. *Current Biology* 29(1):R12-R13. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2018.11.009>



AVES EN LA SELVA DE CEMENTO: USO DE SITIOS DE NIDIFICACIÓN SOBRE ESTRUCTURAS ANTRÓPICAS EN EL OESTE DE ECUADOR

Daniel Velasco-Cedeño¹ , Elías Viteri-Basso¹ , Walter Vivas¹ & Ariel Guerrero-Campoverde^{*1} 

¹Instituto de Biodiversidad Tropical IBITROP, Laboratorio de Zoología Terrestre, Museo de Zoología, Quito 170901, Ecuador

*arielguerreroc122@gmail.com

RESUMEN: La expansión urbana es uno de los principales motores de transformación de los hábitats, ya que reduce la disponibilidad de sitios naturales de nidificación para las aves y promueve el uso de estructuras antrópicas. En este estudio documentamos el comportamiento de nidificación de especies de aves nativas en estructuras construidas por el ser humano en el oeste de Ecuador, una región que experimenta un rápido crecimiento urbano y una marcada fragmentación de los ecosistemas. Combinamos observaciones de campo (2023–2025), un monitoreo detallado de dos especies focales (*Tyrannus niveigularis* y *Myrmia micrura*) durante 2025, y datos de ciencia participativa obtenidos de la plataforma iNaturalist (2009–2025). Compilamos 49 registros de nidificación correspondientes a 15 especies que utilizaron una amplia variedad de sustratos artificiales, incluyendo paredes, postes de iluminación, techos, cables y unidades de aire acondicionado. Las observaciones detalladas revelaron una reproducción exitosa en ambas especies focales, incluyendo la reutilización de nidos y el cuidado biparental en *T. niveigularis*, así como intentos repetidos de nidificación por parte de *M. micrura* sobre un sustrato artificial poco convencional. Nuestros hallazgos incluyen registros novedosos de nidificación en estructuras antrópicas para tres especies y amplían el conocimiento existente sobre la ecología de nidificación en ambientes urbanos de la región. Si bien las estructuras artificiales pueden proporcionar oportunidades alternativas para la nidificación, también pueden exponer a las aves a riesgos como perturbaciones, depredación, y una menor tasa de éxito reproductivo. Estos resultados destacan la importancia de los ambientes urbanos como sistemas ecológicos emergentes y subrayan el valor de integrar observaciones de campo con datos de ciencia participativa para comprender mejor las respuestas de las especies a los paisajes modificados por el ser humano en regiones tropicales.

PALABRAS CLAVE: aves urbanas, ciencia participativa, nidificación de aves, urbanización

La expansión urbana es uno de los impulsores más generalizados del cambio ambiental, ya que remodela los paisajes y altera los procesos ecológicos a escala mundial (Chace & Walsh 2006, McKinney 2008, Reynolds et al. 2019). Para las aves, estas transformaciones suelen resultar en la pérdida de sustratos naturales de nidificación y en un aumento de la exposición a depredadores, obligando a los individuos a ajustar sus estrategias reproductivas en ambientes cada vez más dominados por el ser humano (Marzluff 2001, Farwell & Marzluff 2013). Una de las respuestas

más evidentes es el uso de estructuras antrópicas para nidificar. Varias especies de aves construyen sus nidos sobre sustratos artificiales, tales como postes de alumbrado, fachadas de edificios, postes eléctricos y otras estructuras antrópicas (Turner & Rose 1989, Wang et al. 2015, Baptista et al. 2020, 2024a, 2024b, León-E et al. 2024).

Si bien este comportamiento puede permitir a las aves sobrevivir en paisajes alterados, las estructuras construidas por el ser humano pueden actuar como trampas ecológicas, ofreciendo condiciones

aparentemente adecuadas que, en última instancia, reducen la aptitud biológica debido a la exposición a contaminantes, perturbaciones de los nidos, electrocución, colisiones y un mayor riesgo de depredación por parte de animales domésticos (Mainwaring 2015, Bauervová et al. 2017, Van Doren et al. 2021). Aunque algunas áreas urbanas pueden proporcionar refugio (Martin 1993), el éxito reproductivo en las ciudades tiende a ser menor que en hábitats naturales o rurales (Rodewald et al. 2013).

A pesar del creciente interés mundial por la ecología de las aves urbanas, la información sobre el comportamiento de nidificación en estructuras antrópicas sigue siendo limitada en el oeste de Ecuador (conocido localmente como 'La Costa'). Esta región de gran biodiversidad, situada entre los Andes y el océano Pacífico, ha experimentado una extensa pérdida y fragmentación de hábitats, mientras que una rápida y, a menudo, no planificada expansión urbana ha transformado los ecosistemas nativos (Cuesta et al. 2017, Rivas et al. 2021). En este estudio nos propusimos documentar y describir eventos de nidificación de aves nativas que utilizan estructuras construidas por el ser humano en el oeste de Ecuador. Específicamente: (1) monitoreamos en detalle la nidificación de dos especies focales (*Tyrannus niveigularis* y *Myrmia micrura*) mediante observaciones de campo continuas; (2) compilamos registros oportunistas de campo de especies adicionales que nidifican sobre sustratos antrópicos para caracterizar la diversidad de estrategias de nidificación observadas *in situ*; y (3) integramos datos de ciencia participativa provenientes de la plataforma iNaturalist para identificar casos adicionales.

MÉTODOS

Área de estudio

Este estudio se llevó a cabo en la región del oeste de Ecuador. Esta área se extiende desde las estribaciones de los Andes occidentales hasta el océano Pacífico, aproximadamente entre 1°20'N y 3°45'S de latitud (Fig. 1), e incluye una amplia variedad de ecosistemas. En el norte, el oeste de Ecuador limita con la selva del Chocó, y en el sur con el desierto costero del Perú. El norte se caracteriza por una alta precipitación anual y una vegetación densa y siempreverde. Hacia las porciones central y sur, el paisaje transiciona hacia bosques estacionalmente secos ecuatoriales y matorrales xéricos semiáridos, definidos por menores precipitaciones y vegetación predominantemente caducifolia (Dodson & Gentry 1991, MAE 2013). La estación cálida

y lluviosa ocurre entre diciembre y mayo, y la estación fría y seca entre junio y noviembre. Esta estacionalidad influye en la composición de especies, su distribución y el comportamiento reproductivo (Marchant 1960, Armijos-Ojeda et al. 2021).

La Costa es la región con las mayores brechas de conservación y con los cambios de uso de suelo más irreversibles en Ecuador (Lessmann et al. 2014). Los bosques tropicales de esta región han experimentado una severa pérdida de hábitat, con más del 90% de la cobertura forestal original actualmente deforestada o fragmentada (Dodson & Gentry 1991). Este proceso ha llevado a la transformación generalizada de ecosistemas costeros nativos, como manglares, humedales y bosques secos, en áreas urbanas, camaroneras y campos agrícolas (Carvajal & Alava 2007, Hamilton & Stankwitz 2012, Cuesta et al. 2017, Rivas et al. 2021). La Costa está pobremente representada dentro del sistema nacional de áreas protegidas de Ecuador (Lessmann et al. 2014), lo que agrava su fragilidad y el riesgo de pérdida de biodiversidad (Sierra et al. 2002, Portillo-Quintero & Sánchez-Azofeifa 2010, Manchego et al. 2017, Rivas et al. 2024).

Como en muchas partes de América Latina, la expansión urbana en Ecuador ha ocurrido de forma rápida y, a menudo, sin planificación territorial a largo plazo (Lippe et al. 2022, Noh et al. 2022). Estos cambios son particularmente marcados alrededor de las principales ciudades (Dalmaso & Fillón 1972, Curillo & Hidalgo 2011, Baker 2012, Delgado 2013, Parés-Ramos et al. 2013, Bonilla Mena et al. 2021, Coronel & Nicole 2022, Mena et al. 2022, Lager 2023). Los fragmentos de bosque remanentes son altamente vulnerables a presiones humanas como la expansión agrícola, la ganadería, la tala, la minería y la continua urbanización (Sáenz & Onofa 2005).

Especies de estudio

Nos enfocamos en las especies de aves nativas más comunes con el mayor número de registros de nidificación en áreas urbanas del oeste de Ecuador. Excluimos aves zancudas y marinas, así como especies no nativas como el Gorrión (*Passer domesticus*) y la Paloma Casera (*Columba livia*). Para identificar las especies más comunes en ambientes urbanos, seleccionamos registros de aves de iNaturalist en función de si estaban ubicados dentro o fuera de los *shapefiles* de áreas urbanas y periurbanas (Instituto Geográfico Militar 2022). Para las búsquedas posteriores de eventos de nidificación, nos enfocamos en las especies más comunes identificadas en este análisis.

Recolección de datos

Compilamos observaciones de campo continuas de dos especies, las cuales fueron monitoreadas en detalle siempre que fue posible mediante notas ecológicas y de comportamiento, así como observaciones oportunistas de los autores cuando detectaban la presencia de eventos de nidificación de aves en estructuras construidas por el ser humano. Las observaciones de campo continuas se realizaron en 2025, mientras que las observaciones oportunistas abarcaron el periodo 2023–2025. Para los registros de ciencia participativa, compilamos observaciones de la plataforma iNaturalist entre 2009 y 2025, seleccionando observaciones de especies de aves en base a dos criterios: 1) evidencia de nidificación en cualquier tipo de estructura humana, tales como paredes, postes de luz, acondicionadores de aire, postes tubulares de metal o madera, mobiliario, entre otros; y 2) ubicación dentro de la región de iNaturalist denominada ‘Ecuadorian Pacific Lowlands’. Esta área de estudio consistió en los ecosistemas de Ecuador ubicados al oeste de los Andes y por debajo de los 1500 m s.n.m., utilizando los *shapefiles* del Ministerio del Ambiente y Energía de Ecuador (MAE 2013). Aquellos registros

que cumplieron con los criterios de selección fueron incorporados manualmente al proyecto ‘Aves en Estructuras Humanas Ecuador’ (inaturalist.org/projects/aves-en-estructuras-humanas-ecuador).

RESULTADOS

Tras la revisión, compilamos un total de 49 registros de nidificación correspondientes a 15 especies, utilizando tanto observaciones directas como registros de iNaturalist: *Columbina buckleyi*, *Columbina cruziana*, *Zenaida auriculata*, *Amazilis amazilia*, *Doryfera ludovicae*, *M. micrura*, *Forpus coelestis*, *Petrochelidon rufocollaris*, *Progne chalybea*, *Pygochelidon cyanoleuca*, *Furnarius cinnamomeus*, *T. niveigularis*, *Troglodytes musculus*, *Mimus longicaudatus* y *Sicalis flaveola* (Fig. 1, Tabla 1). Documentamos sitios de nidificación de nueve especies de aves diferentes directamente durante el trabajo de campo. De estas, monitoreamos en detalle dos especies de aves (*T. niveigularis* y *M. micrura*), descritas como estudios de caso, y fotografiamos 12 registros oportunistas correspondientes a siete especies de aves (*Z. auriculata*, *F. coelestis*, *F. cinnamomeus*, *P. chalybea*, *T. musculus*, *M. longicaudatus* y *S. flaveola*) nidificando sobre estructuras antrópicas a lo largo

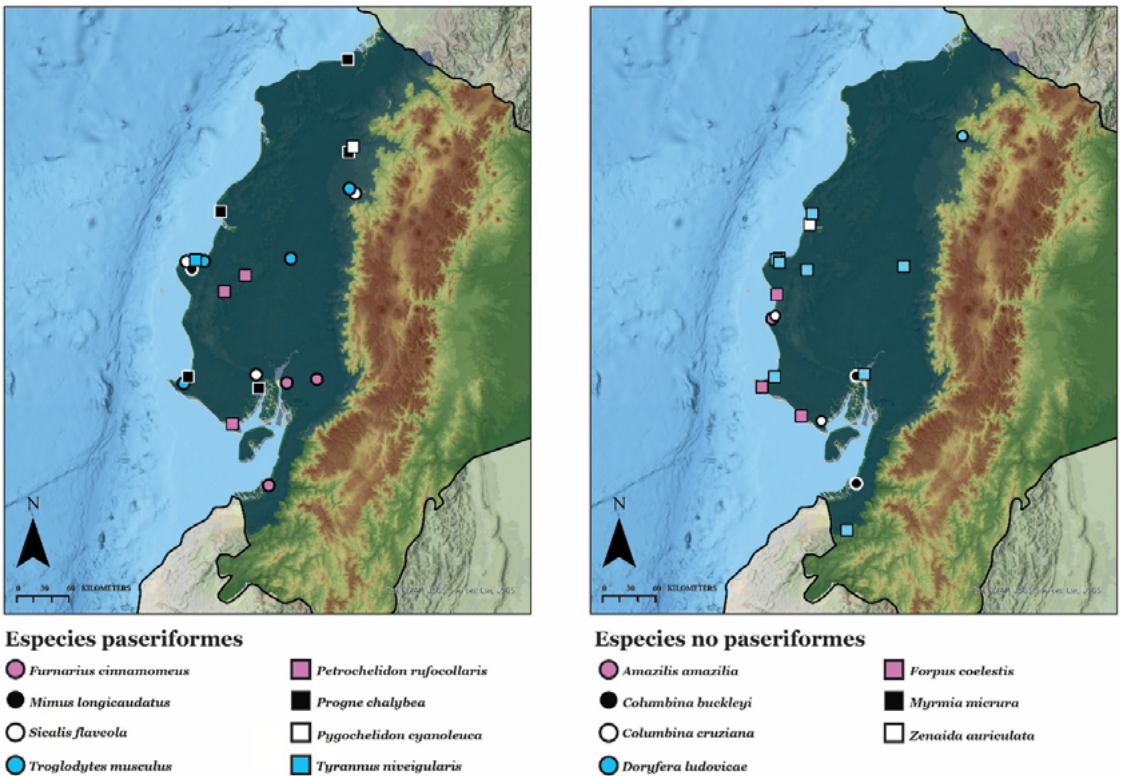


Figura 1. Distribución de los registros de eventos de nidificación de aves en la región del oeste de Ecuador. La silueta azul muestra la extensión de la región de estudio. Los mapas muestran observaciones de aves passeriformes (izquierda) y no passeriformes (derecha).

de la costa de Ecuador. Adicionalmente, en la plataforma iNaturalist, 34 observaciones de 10 de las 15 especies seleccionadas mostraron comportamiento de nidificación en estructuras antrópicas. No encontramos registros de eventos de nidificación de rapaces (Accipitriformes y Falconiformes) ni de carpinteros

(Picidae). Dos observadores generaron las observaciones de campo continuas, todos los autores (4) registraron las observaciones oportunistas y 22 usuarios de iNaturalist generaron los registros presentados en este estudio.

Tabla 1. Lista de eventos de nidificación en el oeste de Ecuador a partir de observaciones de ciencia participativa.

Especie	Locación	Año	Estructura de nidificación	Éxito reproductivo	Fuente	Observador/a
<i>Columbina buckleyi</i>	Guayaquil, Guayas	2020	Pared	No registrado	iNaturalist	María Verónica Núñez Gallegos
<i>Columbina buckleyi</i>	Machala, El Oro	2023	Pared y cables	Dos pichones en nido	iNaturalist	Roy Alexander Zambrano Morales
<i>Columbina cruziana</i>	Puerto López, Manabí	2020	Canaleta del techo	No registrado	iNaturalist	Frank Dietze
<i>Columbina cruziana</i>	El Morro, Guayas	2023	Viga metálica	Dos volantones	iNaturalist	Benjamín Navas
<i>Zenaida auriculata</i>	Portoviejo, Manabí	2019	Viga metálica (techo)	No registrado	iNaturalist	Jaime Camacho
<i>Zenaida auriculata</i>	Guayaquil, Guayas	2019	Pared y estructura de metal	No registrado	iNaturalist	Jaime Camacho
<i>Zenaida auriculata</i>	Guayaquil, Guayas	2020	Abertura en la pared de una ventana	No registrado	iNaturalist	Jaime Camacho
<i>Zenaida auriculata</i>	Quevedo, Los Ríos	2021	Techo	No registrado	iNaturalist	Arianna Alava
<i>Zenaida auriculata</i>	El Bunque, El Oro	2021	Unidad de aire acondicionado	Un pichón observado	iNaturalist	Ilexypizarro
<i>Zenaida auriculata</i>	Canoa, Manabí	2023	Techo de bambú	No registrado	iNaturalist	David Torres
<i>Zenaida auriculata</i>	Punta Blanca, Santa Elena	2024	Pared	No registrado	iNaturalist	Jaime Camacho
<i>Amazilia amazilia</i>	Puerto López, Manabí	2009	Cables / cables de alumbrado	No registrado	iNaturalist	Jeremy Baker
<i>Doryfera ludovicae</i>	Palma Real, Pichincha	2017	Techo	No registrado	iNaturalist	Edison Ocaña
<i>Doryfera ludovicae</i>	Palma Real, Pichincha	2018	Techo	No registrado	iNaturalist	Edison Ocaña
<i>Forpus coelestis</i>	Salinas, Santa Elena	2023	Poste de madera	Seis huevos, éxito de la anidada no registrado	iNaturalist	Assad Guerra
<i>Petrochelidon rufocollaris</i>	General Villamil, Guayas	2022	Pared	No registrado	iNaturalist	Juan Romero
<i>Petrochelidon rufocollaris</i>	Honorato Vázquez, Manabí	2022	Pared	No registrado	iNaturalist	Pedro Manzaba
<i>Petrochelidon rufocollaris</i>	Sucre, Manabí	2023	Pared	No registrado	iNaturalist	Jaime Camacho
<i>Petrochelidon rufocollaris</i>	General Villamil, Guayas	2023	Pared	No registrado	iNaturalist	Humberto Bonilla
<i>Petrochelidon rufocollaris</i>	Sucre, Manabí	2024	Pared	No registrado	iNaturalist	Pier Luigi Maquilon

Especie	Locación	Año	Estructura de nidificación	Éxito reproductivo	Fuente	Observador/a
<i>Progne chalybea</i>	Las Peñas, Esmeraldas	2017	Poste de alumbrado	Un pichón observado	iNaturalist	Edison Ocaña
<i>Progne chalybea</i>	Chongón, Guayas	2022	Viga de metal	Un juvenil observado	iNaturalist	Diana Cárdenas
<i>Progne chalybea</i>	Puerto Quito, Pichincha	2023	Viga de madera sobre una pared	No registrado	iNaturalist	Don Wellmann
<i>Progne chalybea</i>	Punta Blanca, Santa Elena	2024	Pared	Dos pichones observados	iNaturalist	Jaime Camacho
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	Puerto Quito, Pichincha	2021	Techo	Tres pichones observados	iNaturalist	Luis Valle
<i>Furnarius cinnamomeus</i>	Naranjito, Guayas	2018	Poste de madera	No registrado	iNaturalist	Marco Durán
<i>Furnarius cinnamomeus</i>	Delia, Guayas	2023	Poste de madera	No registrado	iNaturalist	Jorge Abad Lozano
<i>Troglodytes musculus</i>	Santo Domingo, SDT	2019	Mueble	Cinco huevos registrados	iNaturalist	Fundación Madre Yumbo
<i>Troglodytes musculus</i>	Carlos Julio Arosemena, Los Ríos	2015	Poste de madera	No registrado	iNaturalist	josefocj
<i>Troglodytes musculus</i>	Ballenita, Santa Elena	2023	Tubo de plástico	No registrado	iNaturalist	Assad Guerra
<i>Sicalis flaveola</i>	Santo Domingo, SDT	2019	Poste de alumbrado	No registrado	iNaturalist	David Torres
<i>Sicalis flaveola</i>	Cerro Blanco, Guayas	2018	Post de madera (techo)	No registrado	iNaturalist	Benjamín Navas
<i>Zenaida auriculata</i>	Manta, Manabí	2025	Unidad de aire acondicionado	No registrado	Observación casual a campo	Daniel Velasco Cedeño
<i>Zenaida auriculata</i>	Manta, Manabí	2025	Poste de alumbrado	No registrado	Observación casual a campo	Elías Viteri-Basso
<i>Zenaida auriculata</i>	Manta, Manabí	2025	Poste de alumbrado	No registrado	Observación casual a campo	Daniel Velasco Cedeño
<i>Zenaida auriculata</i>	Manta, Manabí	2025	Poste de alumbrado	No registrado	Observación casual a campo	Daniel Velasco Cedeño
<i>Forpus coelestis</i>	Cayo Paraíso, Manabí	2023	Techo	No registrado	Observación casual a campo	Elías Viteri-Basso
<i>Forpus coelestis</i>	General Villamil, Guayas	2023	Techo	No registrado	Observación casual a campo	Ariel Guerrero Campoverde
<i>Forpus coelestis</i>	Manta, Manabí	2025	Techo	No registrado	Observación casual a campo	Daniel Velasco Cedeño
<i>Forpus coelestis</i>	Manta, Manabí	2025	Poste de alumbrado	No registrado	Observación casual a campo	Daniel Velasco Cedeño
<i>Progne chalybea</i>	Canoa, Manabí	2023	Pared	No registrado	Observación casual a campo	Walter Vivas
<i>Progne chalybea</i>	Manta, Manabí	2025	Techo (aberturas entre tejas)	No registrado	Observación casual a campo	Daniel Velasco Cedeño
<i>Furnarius cinnamomeus</i>	Machala, El Oro	2025	Poste de luz	No registrado	Observación casual a campo	Walter Vivas

Especie	Locación	Año	Estructura de nidificación	Éxito reproductivo	Fuente	Observador/a
<i>Troglodytes musculus</i>	Manta, Manabí	2025	Pared	No registrado	Observación casual a campo	Daniel Velasco Cedeño
<i>Mimus longicaudatus</i>	Manta, Manabí	2025	Unidad de aire acondicionado	No registrado	Observación casual a campo	Daniel Velasco Cedeño
<i>Sicalis flaveola</i>	Manta, Manabí	2025	Unidad de aire acondicionado	No registrado	Observación casual a campo	Daniel Velasco Cedeño
<i>Myrmia micrura</i>	Bahía de Caráquez, Manabí	2025	Columpio decorativo colgante	Dos volantones exitosos	Monitoreo constante a campo	Leonardo Viteri Velasco & Daniel Velasco Cedeño
<i>Tyrannus niveigularis</i>	Manta, Manabí	2024	Poste de alumbrado	No registrado	Monitoreo constante a campo	Daniel Velasco Cedeño
<i>Tyrannus niveigularis</i>	Manta, Manabí	2025	Poste de alumbrado	Tres volantones	Monitoreo constante a campo	Daniel Velasco Cedeño

Casos de monitoreo de nidos

Tyrannus niveigularis:

Documentamos la nidificación y reutilización de un nido por parte de *Tyrannus niveigularis* a lo largo de dos temporadas reproductivas consecutivas (2024–25) en un área residencial periurbana de Manta, provincia de Manabí (0°57’S, 80°45’O). El nido se encontraba en la intersección de cables eléctricos y un soporte metálico adherido a un poste de iluminación de concreto. El nido estaba compuesto por ramitas secas, tallos de pasto y raíces finas, entrelazadas de forma laxa y encajadas en una pequeña cavidad formada entre cables horizontales y verticales (Fig. 2).

En 2024 observamos a dos adultos construyendo el nido y a uno de ellos incubando entre el 9 y el 14 de febrero (Fig. 2A). Sin embargo, ese año no se realizó un seguimiento sistemático del nido. En la temporada 2025, la construcción y el aporte de material comenzaron el 8 de febrero (Fig. 2B) y se documentó a un adulto incubando el 19 de febrero. La pareja regresaba periódicamente al nido transportando ramitas. Posteriormente, el 7 de marzo, observamos a un adulto retirando un saco fecal del nido mientras se escuchaban débiles vocalizaciones de los pichones, lo que sugería una eclosión exitosa. El 12 de marzo fotografiamos tres pichones (Fig. 2C), confirmando la presencia de una nidada. El cuidado era biparental: ambos adultos alternaban viajes de forrajeo y vigilancia del nido. Cuando *Tyrannus melancholicus* u otros paseriformes se acercaban al área, los *T. niveigularis* mostraban un comportamiento territorial agresivo. El 16 de marzo los observamos defendiendo el nido de un icterídeo (Fig. 2D), probablemente *Dives warszewiczi*,

y alimentando a los pichones con una Libélula (Fig. 2E). También observamos a los pichones siendo alimentados con mariposas (e.g., *Dione vanillae*), saltamontes (Tettigoniidae) e insectos pequeños (Fig. 2F). Registramos la remoción ocasional de sacos fecales, con los adultos retirándolos directamente desde la cloaca mientras los pichones se flexionaban y expulsaban desechos, evidenciando un comportamiento típico de saneamiento del nido. Los pichones eran vocales, solicitando alimento con frecuencia mediante apertura del pico y elevación de la cabeza.

El 21 de marzo, los pichones habían crecido notablemente, mostrando plumaje similar al de los adultos, incluyendo máscara facial oscura, partes inferiores claras y alas parduzcas con vientre amarillento (Fig. 2G). El 26 de marzo registramos a los tres volantones posados en un árbol grande de *Samanea saman*, cuya base se encontraba a aproximadamente 15 m del nido pero con ramas que se extendían más cerca de este (Fig. 2H), lo que sugiere que el desarrollo de las plumas había ocurrido recientemente. Aunque no regresaron al nido, los volantones continuaron recibiendo cuidado parental en fechas posteriores. Observamos a los tres volantones hasta los últimos días de marzo, cuando finalizamos las observaciones. En total, el período de incubación fue de aproximadamente 17 días, mientras que el período de nidificación fue de unos 19 días. En 2026 no registramos ningún nido de esta especie en dicho poste de iluminación. No encontramos registros de nidificación de *Tyrannus niveigularis* en estructuras antrópicas en la plataforma iNaturalist.

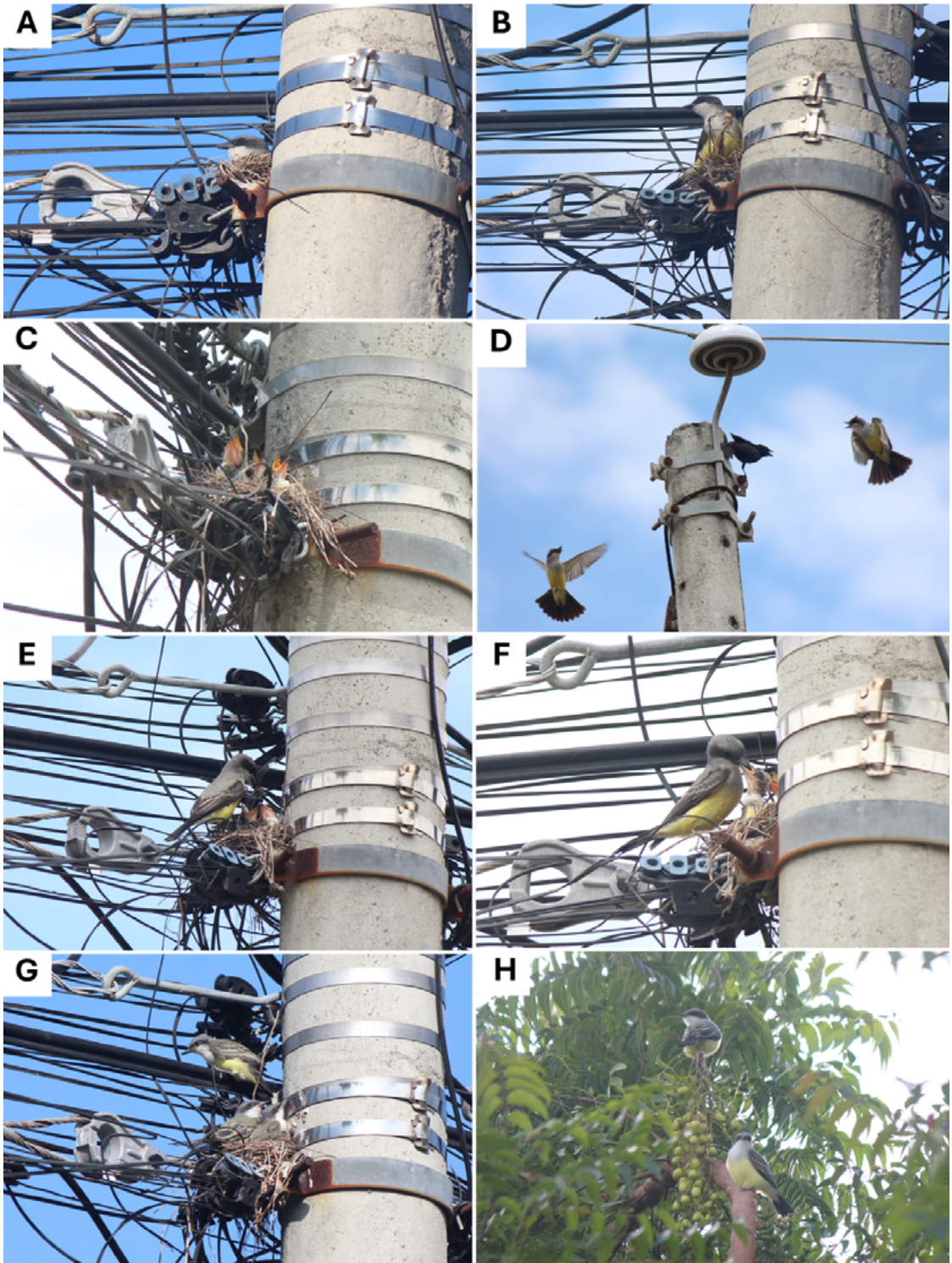


Figura 2. Registros fotográficos de eventos de nidificación de *Tyrannus niveigularis* en Manta, provincia de Manabí, Ecuador, ubicados en el mismo poste de iluminación en A) 2024 y B-H) 2025. Fotografías: Velasco-Cedeño D.

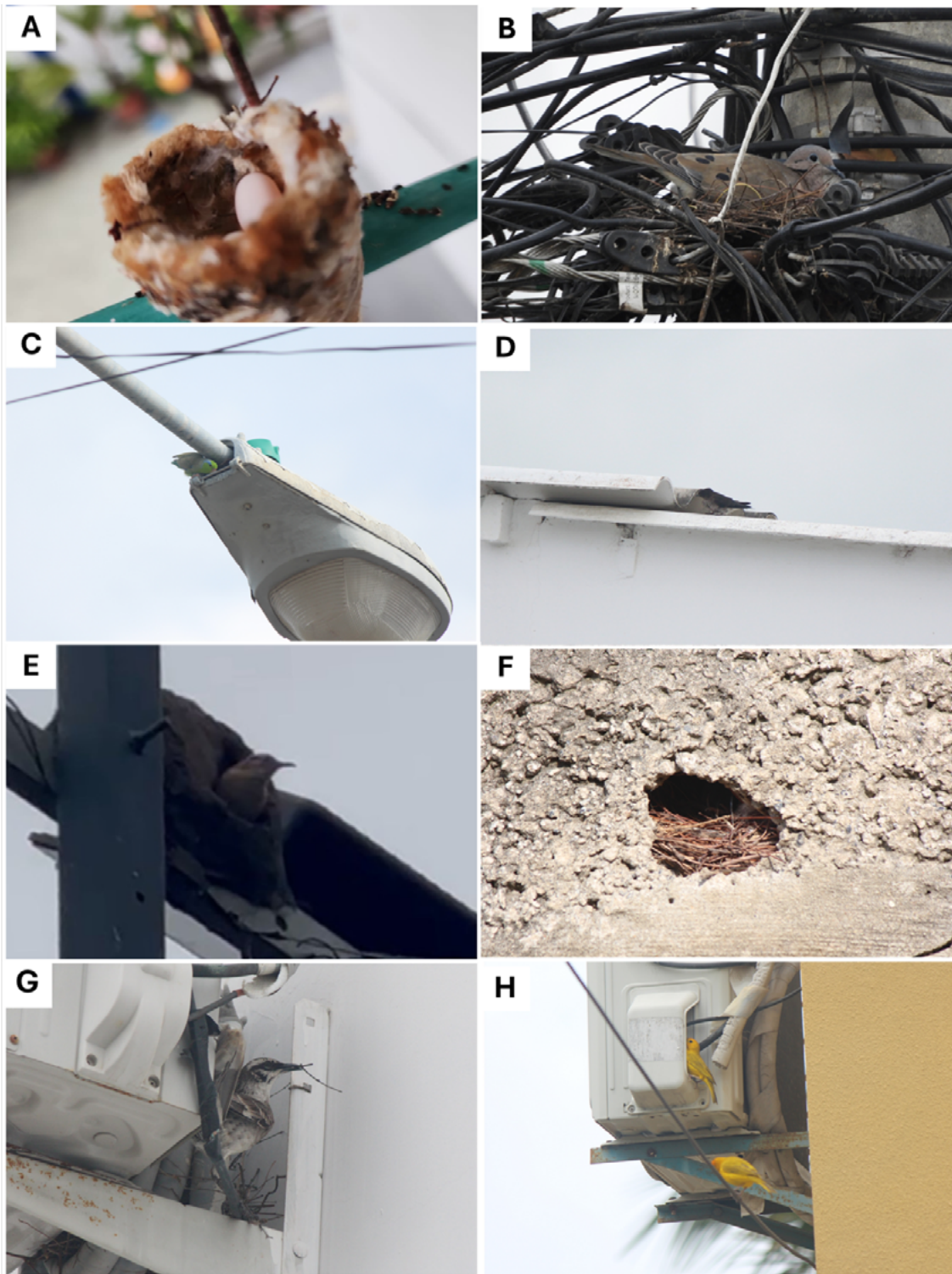


Figura 3. Registros fotográficos de eventos de nidificación de aves en estructuras construidas por el ser humano en la región del oeste de Ecuador: A) *Myrmia micrura*, B) *Zenaida auriculata*, C) *Forpus coelestis*, D) *Progne chalybea*, E) *Furnarius cinnamomeus*, F) *Troglodytes musculus*, G) *Mimus longicaudatus* y H) *Sicalis flaveola*. Fotografías: A) Viteri; B) Viteri-Basso E.; C-D y F-H) Velasco-Cedeño D.; E) Vivas W.

Myrmia micrura:

Registramos dos observaciones consecutivas de nidificación de *Myrmia micrura* en Bahía de Caráquez, Manabí (0°35'S, 80°25'O), ambas en la misma estructura: un tubo plástico verde horizontal (Fig. 3A), parte de un ornamento decorativo colgante (un sonajero) rodeado de plantas en maceta y adyacente al patio de una casa blanca. Observamos por primera vez la construcción del nido a inicios de marzo de 2025, la cual tomó aproximadamente una semana en completarse. La hembra incubó los huevos durante aproximadamente 16 días y dos pichones eclosionaron exitosamente. Los juveniles abandonaron el nido aproximadamente dos semanas después de la eclosión. Cerca de tres semanas más tarde, la hembra regresó al mismo nido, realizó reparaciones e inició un segundo intento reproductivo. Esta segunda postura, registrada el 28 de abril, también consistió en dos huevos. Sin embargo, el nido fue posteriormente abandonado, probablemente debido a perturbaciones causadas por trabajos de jardinería con maquinaria.

Observaciones de campo de nidos*Zenaida auriculata*:

Documentamos cuatro observaciones de nidificación de *Zenaida auriculata*, tres de las cuales involucraban individuos adultos nidificando o incubando en Manta, Manabí. El primer registro del 27 de enero de 2025 correspondió a un individuo nidificando sobre un poste de alumbrado entre cables eléctricos (Fig. 3B), ubicado en una calle transitada rodeada de edificios altos de apartamentos y hoteles (0°56'S, 80°44'O). Observamos los otros registros en un barrio residencial periurbano (0°57'S, 80°45'O). Un individuo se encontraba posado sobre un nido construido en un enredo de cables eléctricos sobre un poste de concreto. El nido era una estructura simple de ramas finas. Otro individuo estaba nidificando e incubando sobre una unidad de aire acondicionado fijada a la pared trasera de una vivienda. Además, registramos un nido vacío con un único huevo, ubicado en el borde de un poste de iluminación más grande sobre una avenida cercana a un área verde infantil en el mismo barrio periurbano.

Forpus coelestis:

Registramos dos observaciones de nidificación de *Forpus coelestis* en estructuras de madera artificial a lo largo de la costa. El primer registro lo documentamos el 29 de diciembre de 2023 en Cayo Paraíso, Manabí (1°18'S, 80°45'O). El segundo registro fue el 11 de julio

de 2023 en Puerto Engabao, una comunidad costera del cantón Playas, provincia del Guayas (2°33'S, 80°30'O). En ambos casos observamos a un macho y una hembra moviéndose activamente hacia y desde el nido.

En Manta, Manabí, observamos dos casos adicionales de uso de estructuras humanas por parte de *Forpus coelestis* el 19 de febrero de 2025. Registramos un individuo en la entrada de una cavidad en el techo de una casa, mientras que una pareja fue vista ingresando a un poste de iluminación (Fig. 3C). Ambos registros provinieron de la misma localidad (0°57'S, 80°45'O), sobre la avenida principal de un área residencial periurbana.

Progne chalybea:

Registramos un adulto de *Progne chalybea* nidificando en una cavidad de una vivienda en un área urbana (Fig. 3D). Esta observación la realizamos el 27 de diciembre de 2023 en Canoa, Manabí (0°27'S, 80°27'O). Observamos un macho y una hembra posados sobre un tubo plástico cercano al nido en estado no activo. En Manta, observamos al menos tres individuos ingresando a cavidades onduladas entre tejas de viviendas en un área residencial periurbana mientras escaneaban su entorno (0°57'S, 80°45'O).

Furnarius cinnamomeus:

Registramos un caso de nidificación de *Furnarius cinnamomeus* sobre un poste de iluminación en una cancha de básquet (Fig. 3E) el 12 de enero de 2025 en San Patricio, Machala, provincia de El Oro (3°16'S, 79°55'O). El sitio era un área residencial privada caracterizada por espacios abiertos con áreas verdes, árboles y arbustos cercanos. El nido estaba construido alrededor de la estructura metálica en la intersección de dos postes. Observamos un individuo dentro del nido, pero debido a las características monomórficas de la especie, no fue posible determinar su sexo. Posteriormente, observamos al individuo forrajeando sobre un muro de observación antes de volar hacia árboles cercanos.

Troglodytes musculus:

El 7 de marzo de 2025 observamos un nido de *Troglodytes musculus* construido dentro de una pequeña cavidad circular en una pared de concreto de textura rugosa (Fig. 3F) en un barrio residencial periurbano de Manta, Manabí (0°57'S, 80°45'O). La entrada de la cavidad medía solo unos pocos centímetros de diámetro y contenía un nido compacto compuesto principalmente por ramitas finas y secas, dispuestas de forma apretada para ocupar el espacio interno, proporcionando refugio dentro de la estructura de la pared. Los

adultos en este sitio mostraron un comportamiento territorial marcado: al ser aproximados a unos 10 m, se mostraron visiblemente agitados y comenzaron a vocalizar de forma persistente, produciendo llamados fuertes y repetitivos mientras se desplazaban entre perchas cercanas.

Mimus longicaudatus:

Registramos dos nidos de *Mimus longicaudatus* con individuos transportando material de nidificación el 11 de febrero de 2025. Los nidos se encontraban detrás de unidades de aire acondicionado y sus ventilaciones (Fig. 3G) en las paredes posteriores de dos viviendas consecutivas en un barrio residencial periurbano de Manta, Manabí (0°57'S, 80°45'O). Los nidos eran grandes, compuestos por numerosas ramitas y ocupaban el espacio entre el aire acondicionado y la pared de la vivienda. Los parentales de estos nidos presentaron alta actividad vocal a lo largo del día. El 13 de febrero de 2025, ambos nidos fueron visitados por un Tordo Renegrado (*Molothrus bonariensis*), el cual se acercó mientras los sinsontes estaban distraídos. Sin embargo, en menos de diez segundos, el Tordo fue expulsado por los propietarios del nido.

Sicalis flaveola:

Documentamos al menos dos individuos de *Sicalis flaveola* en la unidad condensadora de un aire acondicionado el 11 de febrero de 2025 en Manta, Manabí, sobre la avenida principal de un barrio residencial periurbano (0°57'S, 80°45'O). El área se caracteriza por viviendas con pequeños jardines y parques distribuidos en cada cuadra. Los observamos en parejas ingresando y saliendo repetidamente de la unidad (Fig. 3H). Durante estas observaciones, un individuo permanecía en el exterior, aparentemente vigilando, mientras el otro ingresaba al nido. Los nidos parecían estar en construcción o en proceso de mantenimiento, ya que los individuos fueron vistos transportando ramas en el pico.

DISCUSIÓN

Monitoreo de nidos y observaciones de campo

El comportamiento de nidificación en estructuras construidas por el ser humano ha sido previamente reportado para *Troglodytes musculus* (León-E et al. 2024), *F. coelestis* (Collar et al. 2020), *M. longicaudatus* (Cody 2020), *P. chalyba* (Turner & Rose 1989), *Pygochelidon cyanoleuca* (Dayer 2020), *S. flaveola* (Rising et al. 2024), *Petrochelidon rufocollaris* (Malekan 2020), *F. cinnamomeus* (Kirwan et al. 2023), *Z. auriculata* (Baptista et al. 2024a), *C. cruziana* (Baptista et al. 2024b)

y *D. ludovicae* (Stiles et al. 2020). Sin embargo, este comportamiento no había sido previamente reportado en *C. buckleyi* (Ingels & Greeny 2011, Baptista et al. 2020), *M. micrura* (Schulenberg & Sedgwick 2020) y *T. niveigularis* (Marchant 1960, Cisneros-Heredia 2006, Schulenberg & Johnson 2020). *Amazilia amazilis* ha nidificado con éxito en condiciones de cautiverio, lo que podría sugerir cierta flexibilidad en el uso de estructuras artificiales (Grogan 2000).

Casi toda la información sobre la biología reproductiva de *T. niveigularis* proviene de Marchant (1960), quien estudió esta especie en el suroeste de Ecuador. Nuestros registros de nidificación de *T. niveigularis* en Manta durante 2024–2025, así como la presencia de esta especie en áreas circundantes (observaciones personales), concuerdan ampliamente con la época reproductiva descrita para la especie: diciembre–junio en Perú (Schulenberg et al. 2007) y enero–julio en Ecuador (Ridgely & Greenfield 2001). Marchant (1960) también registró nidos en el suroeste de Ecuador dentro de ese rango temporal, entre el 20 de febrero y mediados de mayo (estación lluviosa en el oeste de Ecuador). La estructura del nido, su duración y el tamaño de puesta también coinciden con descripciones previas: nidos en forma de copa con ramitas finas y fibras, periodos de incubación y nidificación de 15–16 y 14–19 días respectivamente, y tamaños de puesta entre 2–4 huevos (Schulenberg & Johnson 2020), similares a nuestras observaciones a pesar de tratarse de infraestructura urbana.

Esta pareja reproductiva produjo exitosamente tres volantones que completaron su desarrollo y se desplazaron a un árbol cercano. Se han reportado tasas de éxito elevadas para esta especie en algunos años (datos de Marchant citados por Schulenberg & Johnson 2020), aunque la variabilidad interanual conocida impide extrapolaciones generales. La especie es reconocida como insectívora y frugívora, con presas documentadas de himenópteros y coleópteros (Taczanowski 1884; datos de Parker citados por Hilty & Brown 1986). Se ha reportado que en algunos años se intentan segundas nidadas (Schulenberg & Johnson 2020), como observamos entre 2024 y 2025. Nuestra dieta registrada incluyó odonatos, lepidópteros y tettigónidos, ampliando la lista de presas observadas durante la crianza. La biología de *T. niveigularis* aún presenta vacíos importantes, especialmente en relación con sus movimientos, comportamiento y uso del hábitat, lo que subraya la necesidad de estudios más detallados en ambientes perturbados donde la especie ocurre.

Las observaciones de *M. micrura* en Bahía de

Caráquez coinciden con la reproducción descrita para la especie en Ecuador, reportada entre marzo y julio tras las lluvias locales (Marchant 1960, Barrio et al. 2015). Nuestra primera construcción de nido en marzo de 2025 se encuentra dentro de este rango temporal. La duración del ciclo observado—aproximadamente una semana de construcción, 16 días de incubación y cerca de dos semanas de nidificación—se ajusta a los períodos de incubación previamente descritos (15–16 días). La fase de nidificación fue más corta que los 22–23 días registrados por Marchant (datos citados por Schulenberg & Sedgwick 2020), lo que sugiere un posible efecto del entorno urbano o del sustrato artificial utilizado. Como es típico de la especie, la hembra fue responsable de la incubación y del cuidado parental (Schulenberg & Sedgwick 2020). El uso reiterado del mismo nido y su ubicación en un ornamento colgante, un sustrato previamente no documentado, contrasta con los nidos tradicionales ubicados en bifurcaciones de arbustos bajos (Alcívar & Cornejo 2022, Barrio et al. 2015). Finalmente, el abandono del segundo intento reproductivo tras actividades de jardinería concuerda con la alta variabilidad en el éxito reproductivo de los colibríes y su susceptibilidad a perturbaciones humanas incluso leves (Mendiola-Islas et al. 2023).

Las observaciones realizadas durante la primera mitad de 2025 coincidieron con la estación lluviosa. Durante este período ocurrió un evento global de La Niña Modoki (El Niño costero), caracterizado por temperaturas anormalmente altas, lluvias intensas y un notable reverdecimiento de la franja costera ecuatoriana. Estas condiciones parecen haber favorecido la actividad reproductiva de varias especies. La coincidencia entre lluvias intensas y el uso reiterado de infraestructura urbana por *T. niveigularis*, *M. micrura* y otras especies cuya reproducción depende de la lluvia (Marchant 1960) sugiere que los eventos húmedos asociados a anomalías del fenómeno ENSO pueden intensificar la productividad y las fluctuaciones en los recursos alimenticios (Grant et al. 2000, Barrantes & Sandoval 2019). Estas condiciones podrían incrementar la demanda de refugios durante la nidificación y amplificar la plasticidad conductual de estas aves en ambientes fuertemente modificados por el ser humano.

Avifauna en ambientes urbanos

Nuestro conocimiento de la avifauna en ambientes urbanos es escaso y requiere nueva información sobre los impactos del uso del suelo urbano en la avifauna. Existen ejemplos no extensos sobre pérdida

de biodiversidad en Ecuador. En la ciudad capital, las áreas verdes urbanas de Quito albergan actualmente 59 especies de aves, en comparación con registros históricos de alrededor de 102 especies (Chapman 1926, Montenegro-Pazmiño & Cisneros-Heredia 2015). Un estudio en el sur de Ecuador (ciudad de Loja urbana y periurbana) encontró que la urbanización afecta significativamente la diversidad de especies, con respuestas positivas en aves granívoras, mientras que las insectívoras disminuyen principalmente debido a la reducción de recursos alimenticios para este gremio (Ordóñez-Delgado et al. 2022). La expansión urbana puede conducir a pérdidas de biodiversidad; sin embargo, algunas especies son capaces de nidificar en estructuras construidas por el ser humano (Soldatini et al. 2008, Reynolds et al. 2019).

Algunas especies pueden utilizar estructuras artificiales para reducir la competencia por sitios naturales (Afrifa et al. 2023), otras nidifican cerca de humanos para evitar depredadores o porque estas estructuras ofrecen condiciones adecuadas (Reynolds et al. 2019, Yao et al. 2023). Estos patrones han sido documentados en algunos casos de estudio. Por ejemplo, los chochines (*Troglodytes musculus*) en Brasil nidifican fácilmente en sitios artificiales, alcanzando un éxito reproductivo similar en sitios estables e inestables (Alexandrino et al. 2022). En Argentina, las palomas *Zenaida auriculata* utilizan estructuras de edificios para nidificar, con un éxito reproductivo comparable, aunque bajo, al de sitios naturales (Barco et al. 2024). Las estructuras artificiales, especialmente cuando se combinan con vegetación natural, pueden facilitar la reproducción exitosa de ciertas especies en ambientes urbanos (Afrifa et al. 2023). Sin embargo, también existen costos. La nidificación en ambientes artificiales puede conducir a la ingestión de plástico (Lato et al. 2021, Rangel et al. 2025), mayor conflicto con humanos (Hatch 1996, Araneda et al. 2021), mayor exposición a ataques de perros y gatos (Díaz et al. 2023) y cambios conductuales como la reducción de respuestas antipredatorias (Møller & Díaz 2018).

Los patrones de expansión urbana también moldean las comunidades de aves. En paisajes planos, la expansión urbana de baja densidad suele crear extensas zonas periurbanas donde los hábitats naturales son reemplazados por infraestructura humana (Parés-Ramos et al. 2013). En la costa ecuatoriana, estos cambios de uso del suelo han transformado los ecosistemas, impactando negativamente la vida silvestre (Dodson & Gentry 1991). La fragmentación puede impulsar una rápida homogeneización biótica,

donde las especies especialistas desaparecen y son reemplazadas por generalistas ampliamente distribuidas, un proceso clave en la pérdida de biodiversidad a gran escala (Clavel et al. 2010). La conservación efectiva en contextos urbanos debería mantener parches de vegetación nativa, crear espacios verdes y reducir el conflicto directo entre humanos y fauna. Estas medidas son críticas en bosques secos tropicales, dada su alta endemividad y vulnerabilidad a la pérdida de hábitat (Prieto-Torres et al. 2018). Las plataformas de ciencia participativa como iNaturalist pueden apoyar la gestión de la biodiversidad urbana, aportando datos valiosos para comprender la distribución, ecología y comportamiento de las especies de aves (Callaghan et al. 2022).

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos al Dr. Leonardo Viteri Velasco por mostrarnos los nidos de *Myrmia micrura* en su residencia en Bahía de Caráquez, Manabí, y por compartir generosamente información y grabaciones en video de sus observaciones. Reconocemos a los revisores y al editor por sus valiosos comentarios para mejorar la calidad y claridad de este manuscrito. También agradecemos a los usuarios de iNaturalist que documentaron nidos de aves, contribuyendo con datos de observación valiosos para este estudio.

CONTRIBUCIONES DE AUTORES

Todos los autores concibieron el estudio, diseñaron la metodología, recolectaron los datos, curaron los registros, interpretaron los resultados y redactaron el manuscrito. DVC, EVB y AGC realizaron los análisis y prepararon las figuras. Todos los autores aprobaron la versión final y acuerdan ser responsables del contenido.

REFERENCIAS

Afrifa JK, Deikumah JP, Monney KA (2023) Comparative use of artificial structures and natural vegetation by birds in a built-up urban area in Ghana. *Avian Conservation and Ecology* 18(1):6. <https://doi.org/10.5751/ace-02351-180106>

Alcívar J, Cornejo X (2022) Neotipificación, descripción del nido y plantas que visita *Myrmia micrura* (Gould, 1854). *Revista Científica Ciencias Naturales y Ambientales* 16(1). <https://doi.org/10.53591/cna.v16i1.1598>

Alexandrino ER, Silva GA, Corbo MC, Demuner BA, Szabo JK (2022) Urban southern House Wren (*Troglodytes musculus*) nesting in apparently unsuitable human-made structures: is it worth it? *Ornitología Neotropical* 33(1):44-52. <https://doi.org/10.58843/ornneo.v33i1.879>

Araneda P, Ohrens O, Ibarra JT (2021) Socioeconomic development and ecological traits as predictors of human-bird conflicts. *Conservation Biology* 36(1):e13859. <https://doi.org/10.1111/cobi.13859>

Armijos-Ojeda D, Székely D, Székely P, Cogălniceanu D, Cisneros-Heredia DF, Ordóñez-Delgado L, Escudero A, Espinosa CI (2021) Amphibians of the equatorial seasonally dry forests of Ecuador and Peru. *ZooKeys* 1063:23-48. <https://doi.org/10.3897/zookeys.1063.69580>

Baker JL (Ed.) (2012) Climate change, disaster risk, and the urban poor: cities building resilience for a changing world. The World Bank, Washington, DC

Baptista LF, Trail PW, Horblit HM, Boesman PFD, de Juana E, García E (2020) Ecuadorian Ground Dove (*Columbina buckleyi*), version 1.0. En: del Hoyo J, Elliott A, Sargatal J, Christie DA, de Juana E (Eds.) *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.ecgdov1.01>

Baptista LF, Trail PW, Horblit HM, Boesman PFD, García E, Pantoja-Maggi V (2024a) Eared Dove (*Zenaidura auriculata*), version 1.1. En: del Hoyo J, Elliott A, Sargatal J, Christie DA, de Juana E, Medrano F (Eds.) *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.eardov1.01.1>

Baptista LF, Trail PW, Horblit HM, Boesman PFD, de Juana E, García E (2024b) Croaking Ground Dove (*Columbina cruziana*), version 1.1. En: del Hoyo J, Elliott A, Sargatal J, Christie DA, de Juana E, Medrano F (Eds.) *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.crgdov1.01.1>

Barco G, Peralta G, Díaz A, Peluc SI (2024) Características reproductivas de *Zenaida auriculata* (Aves: Columbidae) en ambientes urbanos de la ciudad de Córdoba, Argentina. *Ecología Austral* 34(1):001-009. <https://doi.org/10.25260/EA.23.33.3.0.2236>

Barrantes G, Sandoval L (2019) Effect of El Niño and La Niña on abundance of frugivorous and nectarivorous terrestrial birds in three tropical forests. *Revista de Biología Tropical* 67(2SUPL):S282-S297. <https://doi.org/10.15517/rbt.v67i2supl.37252>

Barrio J, García-Olaechea D, More A (2015) The avifauna of El Angolo Hunting Reserve, north-west Peru: natural history notes. *Bull. British Ornithologists' Club* 135(1). [URL: <https://boc-online.org/bulletins/downloads/BBOC1351-Barrio.pdf>]

Bauerová P, Vinklerová J, Hraníček J, Čorba V, Vojtek L, Svobodová J, Vinkler M (2017) Associations of urban environmental pollution with health-related physiological traits in a free-living bird species. *Science of the Total Environment* 601-602:1556-1565. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.276>

- Bonilla Mena A, Rodríguez J, Bayón M, Alvarado S, Cadena C, Durán G, Bone V (2021) Turistificación, renovación urbana y ecología política: contestaciones en tres ciudades de la costa ecuatoriana. *Cahiers Des Amériques Latines* 97:39-65. <https://doi.org/10.4000/cal.13099>
- Callaghan CT, Mesaglio T, Ascher JS, Brooks TM, Cabras AA, Chandler M, Cornwell WK, Ríos-Málaver IC, Dankowicz E, Dhiya'ulhaq NU, Fuller RA, Galindo-Leal C, Grattarola F, Hewitt S, Higgins L, Hitchcock C, Hung K-LJ, Iwane T, Kahumbu P, Kendrick R, Kieschnick SR, Kunz G, Lee CC, Lin C-T, Loarie S, Medina MN, McGrouther MA, Miles L, Modi S, Nowak K, Oktaviani R, Waswala Olewe BM, Pagé J, Petrovan S, Saari C, Seltzer CE, Seregin AP, Sullivan JJ, Sumanapala AP, Takoukam A, Widness J, Willmott K, Wüster W, Young AN (2022) The benefits of contributing to the citizen science platform iNaturalist as an identifier. *PLOS Biology* 20(11):e3001843. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.3001843>
- Carvajal R, Alava JJ (2007) Mangrove wetlands conservation project and the shrimp farming industry in Ecuador: Lessons learned. *World Aquaculture* – Baton Rouge 38(3):14
- Chace JF, Walsh JJ (2006) Urban effects on native avifauna: a review. *Landscape and Urban Planning* 74:46-69. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2004.08.007>
- Chapman FM (1926) The distribution of bird-life in Ecuador. *Bulletin of the American Museum of Natural History* 55:1-784. [URL: <https://digitallibrary.amnh.org/bitstreams/fc006918-8c73-4cad-9634-bca00f860c24/download>]
- Cisneros-Heredia DF (2006) Notes on breeding, behaviour and distribution of some birds in Ecuador. *Bulletin-British Ornithologists Club* 126(2):153
- Clavel J, Julliard R, Devictor V (2010) Worldwide decline of specialist species: toward a global functional homogenization? *Frontiers in Ecology and the Environment* 9(4):222-228. <https://doi.org/10.1890/080216>
- Cody ML (2020) Long-tailed Mockingbird (*Mimus longicaudatus*), version 1.0. En: del Hoyo J, Elliott A, Sargatal J, Christie DA, de Juana E (Eds.) *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.lotmoc1.01>
- Collar N, Boesman PFD, Kirwan GM (2020) Pacific Parrotlet (*Forpus coelestis*), version 1.0. En: del Hoyo J, Elliott A, Sargatal J, Christie DA, de Juana E (Eds.) *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.pacpar2.01>
- Coronel Poma MS, Sánchez Cuenca DN (2022) Estrategias de intervención por medio del espacio público y las prácticas del habitar para mitigar impactos ambientales del crecimiento urbano desregulado en Puerto Bolívar, Machala, Ecuador. *URBE. Arquitectura, Ciudad Y Territorio* 14:77-94. <https://doi.org/10.29393/UR14-5EIMD20005>
- Cuesta F, Peralvo M, Merino-Viteri A, Bustamante M, Baquero F, Freile JF, Muriel P, Torres-Carvajal O (2017) Priority areas for biodiversity conservation in mainland Ecuador. *Neotropical Biodiversity* 3(1):93-106. <https://doi.org/10.1080/23766808.2017.1295705>
- Curillo SB, Hidalgo RR (2011) Ampliación del perímetro urbano de la conurbación de Manta. *Revista Cartográfica* (87):101
- Dalmasso É, Fillón P (1972) Aspectos de la organización espacial del Ecuador. *Revista Mexicana de Sociología* 34:75-94. <https://doi.org/10.2307/3539349>
- Dayer AA (2020) Blue-and-white Swallow (*Pygochelidon cyanoleuca*), version 1.0. En: Schulenberg TS (Ed.) *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.bawswa1.01>
- Delgado A (2013) Guayaquil. *Cities* 31:515-532. <https://doi.org/10.1016/j.cities.2011.11.001>
- Díaz EA, Sáenz C, Vega Y, Rubio E, González G, Zug R, Zapata-Ríos G (2023) Dog and cat-related attacks on wildlife in the Metropolitan District of Quito, Ecuador: an integrative approach to reduce the impact. *Ecosystems and People* 19(1):2191735. <https://doi.org/10.1080/26395916.2023.2191735>
- Dodson CH, Gentry AH (1991) Biological extinction in Western Ecuador. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 78(2):273-273. <https://doi.org/10.2307/2399563>
- Farwell LS, Marzluff JM (2013) A new bully on the block: Does urbanization promote Bewick's wren (*Thryomanes bewickii*) aggressive exclusion of Pacific wrens (*Troglodytes pacificus*)? *Biological Conservation* 161:128-141. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.03.017>
- Grant PR, Grant BR, Keller LF, Petren K (2000) Effects of El Niño events on Darwin's Finch productivity. *Ecology* 81(9):2442-2457. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2000\)081\[2442:eenoe\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2000)081[2442:eenoe]2.0.co;2)
- Grogan I (2000) Breeding the White-breasted Amazonia *Amazilia amazilia leucophaea*. *Avicultural Magazine* 106(4):157-164
- Hamilton SE, Stankwitz C (2012) Examining the relationship between international aid and mangrove deforestation in coastal Ecuador from 1970 to 2006. *Journal of Land Use Science* 7(2):177-202. <https://doi.org/10.1080/1747423X.2010.550694>
- Hatch JJ (1996) Threats to public health from gulls (Laridae). *International Journal of Environmental Health Research* 6:5-16. <https://doi.org/10.1080/09603129609356867>
- Hilty SL, Brown WL (1986) *A Guide to the Birds of Colombia*. Princeton University Press, Princeton, NJ, USA
- Ingels J, Greeney HF (2011) A comparative look at the nest and eggs of the Ecuadorian and Croaking Ground-Doves (*Columbina buckleyi* and *Columbina*

- cruziana*) in Ecuador. Boletín SAO 20(2):56-60
- Instituto Geográfico Militar (2022) Cartografía base del Ecuador 1:50000. Instituto Geográfico Militar del Ecuador, Quito, Ecuador. [URL: <https://www.geoportaligm.gob.ec/>] (02/06/2025)
- Kirwan GM, Remsen JV Jr, de Juana E (2023) Pacific Hornero (*Furnarius cinnamomeus*), version 1.0. En: Billerman SM, Keeney BK (Eds.) Birds of the World. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.palhor4.01>
- Lager MT (2023) ¿El turismo como estrategia de desarrollo? Un análisis empírico desde la costa ecuatoriana. El caso de la comuna ancestral Olón. Investigaciones Turísticas 26:162-182. <https://doi.org/10.14198/inturi.22633>
- Lato KA, Thorne LH, Furst M, Brownawell BJ (2021) Microplastic abundance in gull nests in relation to urbanization. Marine Pollution Bulletin 164:112058. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112058>
- León-E RJ, Guerrero-Campoverde A, Dávila-Játiva M (2024) On the use of anthropogenic materials in nest building of House Wren (*Troglodytes aedon*), a report from Parque Los Algarrobos, Cumbayá, Ecuador. Avances en Ciencias e Ingenierías 16(1):1-7. <https://doi.org/10.18272/aci.v16i1.3169>
- Lessmann J, Muñoz J, Bonaccorso E (2014) Maximizing species conservation in continental Ecuador: a case of systematic conservation planning for biodiverse regions. Ecology and Evolution 4(12):2410-2422. <https://doi.org/10.1002/ece3.1102>
- Lippe M, Rummel L, Günter S (2022) Simulating land use and land cover change under contrasting levels of policy enforcement and its spatially-explicit impact on tropical forest landscapes in Ecuador. Land Use Policy 119:106207. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2022.106207>
- MAE (2013) Mapa de ecosistemas de Ecuador continental. [URL: http://mapainteractivo.ambiente.gob.ec/portal/documentos/metadatos/metadato_ecosistemas_actualizado_26012018.pdf]
- Mainwaring MC (2015) The use of man-made structures as nesting sites by birds: A review of the costs and benefits. Journal for Nature Conservation 25:17-22. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2015.02.007>
- Malekan IS (2020) Chestnut-collared Swallow (*Petrochelidon rufocollaris*), version 1.0. En: Schulenberg TS (Ed.) Birds of the World. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.chcswa2.01>
- Manchego CE, Hildebrandt P, Cueva J, Espinosa CI, Stimm B, Günter S (2017) Climate change versus deforestation: Implications for tree species distribution in the dry forests of southern Ecuador. PLOS One 12(12):e0190092. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0190092>
- Marchant S (1960) The breeding of some S.W. Ecuadorian birds. Ibis 102:584-599. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.1960.tb07134.x>
- Martin TE (1993) Nest predation and nest sites. BioScience 43(8):523-532. <https://doi.org/10.2307/1311947>
- Marzluff JM (2001) Worldwide urbanization and its effects on birds. En: Marzluff JM, Bowman R, Donnelly R (Eds.) Avian ecology and conservation in an urbanizing world. Springer US, Boston, MA. Pp. 19-47. https://doi.org/10.1007/978-1-4615-1531-9_2
- McKinney ML (2008) Effects of urbanization on species richness: a review of plants and animals. Urban ecosystems, 11(2):161-176. <https://doi.org/10.1007/s11252-007-0045-4>
- Mena CF, Benítez FL, Sampedro C, Martínez P, Quispe A, Laituri M (2022) Modeling urban growth and the impacts of climate change: The case of Esmeraldas City, Ecuador. Sustainability 14(8):4704. <https://doi.org/10.3390/su14084704>
- Mendiola-Islas V, Lara C, Corcuera P, Valverde PL (2023) The behavior of Broad-tailed hummingbirds is altered by cycles of human activity in a forested area converted into agricultural land. PeerJ 11:e14953. <https://doi.org/10.7717/peerj.14953>
- Møller AP, Díaz M (2018) Avian preference for close proximity to human habitation and its ecological consequences. Current Zoology 64:623-630. <https://doi.org/10.1093/cz/zox073>
- Montenegro-Pazmiño E, Cisneros-Heredia DF (2015) Diversidad de aves en áreas verdes de la ciudad de Quito, Ecuador. Tesis de grado, Universidad San Francisco de Quito. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.19741.54249>
- Noh JK, Echeverría C, Gaona G, Kleemann J, Koo H, Fürst C, Cuenca P (2022) Forest ecosystem fragmentation in Ecuador: Challenges for sustainable land use in the Tropical Andean. Land 11(2):287-287. <https://doi.org/10.3390/land11020287>
- Ordóñez-Delgado L, Iñiguez-Armijos C, Díaz M, Escudero A, Gosselin E, Waits LP, Espinosa CI (2022) The good, the bad, and the ugly of urbanization: Response of a bird community in the Neotropical Andes. Frontiers in Ecology and Evolution: 10:844944. <https://doi.org/10.3389/fevo.2022.844944>
- Parés-Ramos IK, Álvarez-Berrios NL, Aide TM (2013) Mapping urbanization dynamics in major cities of Colombia, Ecuador, Perú, and Bolivia using night-time satellite imagery. Land 2(1):37-59. <https://doi.org/10.3390/land2010037>
- Portillo-Quintero CA, Sánchez-Azofeifa GA (2010) Extent and conservation of tropical dry forests in the Americas. Biological Conservation 143(1):144-155. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.09.020>
- Prieto-Torres DA, Nori J, Rojas-Soto OR (2018) Iden-

- tifying priority conservation areas for birds associated to endangered Neotropical dry forests. *Biological Conservation* 228: 205-214. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.10.025>
- Rangel DF, Costa LL, Castro IB (2025) Anthropogenic solid waste is ubiquitous in bird nests in coastal multiple use protected areas. *Marine Pollution Bulletin* 215:117910. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2025.117910>
- Reynolds SJ, Ibáñez-Álamo JD, Sumasgutner P, Mainwaring MC (2019) Urbanisation and nest building in birds: a review of threats and opportunities. *Journal of Ornithology* 160(3):841-860. <https://doi.org/10.1007/s10336-019-01657-8>
- Ridgely RS, Greenfield PJ (2001) *The birds of Ecuador, volume 1*. Cornell University Press, Ithaca, NY
- Rising JD, Jaramillo A, Pantoja-Maggi V (2024) Saffron Finch (*Sicalis flaveola*), version 1.1. En: del Hoyo J, Elliott A, Sargatal J, Christie DA, de Juana E, Smith MG (Eds.) *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.saffin.01.1>
- Rivas CA, Guerrero-Casado J, Navarro-Cerillo RM (2021) Deforestation and fragmentation trends of seasonal dry tropical forest in Ecuador: impact on conservation. *Forest Ecosystems* 8(1):46. <https://doi.org/10.1186/s40663-021-00329-5>
- Rivas CA, Guerrero-Casado J, Navarro-Cerrillo RM (2024) Assessment of habitat connectivity in a highly fragmented ecosystem: The seasonal tropical dry forest in Ecuador. *Applied Vegetation Science* 27(2):e12770. <https://doi.org/10.1111/avsc.12770>
- Rodewald AD, Kearns LJ, Shustack DP (2013) Consequences of urbanizing landscapes to reproductive performance of birds in remnant forests. *Biological Conservation* 160:32-39. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.12.034>
- Saenz M, Onofa A (2005) Reporte de los ecosistemas terrestres ecuatoriano. Indicadores de biodiversidad para su uso nacional. Ministerio del Ambiente del Ecuador y Ecociencia, Quito. [URL: <https://www.scribd.com/document/472516318/Report-SaenzOnofa2005IndicadoresdeBiodiversidadp-1-pdf>]
- Schulenberg TS, Johnson T (2020) Snowy-throated Kingbird (*Tyrannus niveigularis*), version 1.0. En: Schulenberg TS (Ed.) *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.sntkin1.01>
- Schulenberg TS, Stotz DF, Lane DF, O'Neill JP, Parker III TA (2007) *Birds of Peru*. Revised and updated edition. Princeton University Press, Princeton, NJ; USA. Pp. 664
- Schulenberg TS, Sedgwick CW (2020) Short-tailed Woodstar (*Myrmia micrura*), version 1.0. En: Schulenberg TS (Ed.) *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.shtwoo1.01>
- Sierra R, Campos F, Chamberlin J (2002) Assessing biodiversity conservation priorities: ecosystem risk and representativeness in continental Ecuador. *Landscape and Urban Planning* 59(2):95-110. [https://doi.org/10.1016/s0169-2046\(02\)00006-3](https://doi.org/10.1016/s0169-2046(02)00006-3)
- Soldatini C, Albores-Barajas YV, Mainardi D, Monaghan P (2008) Roof nesting by gulls for better or worse? *Italian Journal of Zoology* 75(3):295-303. <https://doi.org/10.1080/11250000701884805>
- Stiles FG., Boesman PFD, Kirwan GM (2020) Green-fronted Lancebill (*Doryfera ludovicae*), version 1.0. En: del Hoyo J, Elliott A, Sargatal J, Christie DA, de Juana E (Eds.) *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.grflan1.01>
- Taczanowski L (1884) *Ornithologie du Pérou*. Volume 2. Oberthur, Paris
- Turner A, Rose C (1989) *Swallows & martins: an identification guide and handbook*. Houghton Mifflin Company, Boston, Massachusetts. Pp. 258
- Van Doren BM, Willard DE, Hennen M, Horton KG, Stuber EF, Sheldon D, Sivakumar AH, Wang J, Farnsworth A, Winger BM (2021) Drivers of fatal bird collisions in an urban center. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118(24):e2101666118. <https://doi.org/10.1073/pnas.2101666118>
- Wang Y, Huang Q, Lan S, Zhang Q, Chen S (2015) Common blackbirds *Turdus merula* use anthropogenic structures as nesting sites in an urbanized landscape. *Current Zoology* 61(3):435-443. <https://doi.org/10.1093/czoolo/61.3.435>
- Yao X, Cai Y, Ye P, Liang W, Yang C (2023) Nesting preferences of two cavity-nesting Passerines in human houses. *Ornithological Science* 22(2):179-182. <https://doi.org/10.2326/osj.22.179>



CARACTERÍSTICAS DEL SITIO DE NIDIFICACIÓN DEL HORNERO (*Furnarius rufus*) REPORTADAS POR CIENTÍFICOS Y CIENTÍFICAS CIUDADANAS A LO LARGO DE SU DISTRIBUCIÓN

Lucia Montesana^{1,2*}  & Nico M. Adreani^{1,2} 

¹Facultad de Ciencias, Universidad de la República, Uruguay

²Max Planck Institute of Animal Behavior, Konstanz, Germany

*lucia.montesana@fcien.edu.uy

RESUMEN: Los nidos proporcionan un lugar seguro para los huevos y la descendencia, ofrecen camuflaje y defensa frente a depredadores, y también pueden ayudar a moderar el microambiente. Aunque la mayoría de los nidos cumplen funciones similares, sus características pueden variar ampliamente entre y dentro una misma especie. La arquitectura del nido está en gran medida condicionada por la genética, mientras que las características del sitio de nidificación están más fuertemente moldeadas por factores externos y, por lo tanto, se espera que varíen según las condiciones ambientales. Sin embargo, la mayor parte de la evidencia de este patrón proviene de estudios comparativos entre especies, y la variación espacial a gran escala dentro de las especies sigue siendo poco estudiada. Aquí describimos las características del sitio de nidificación de 13,325 nidos de Hornero (*Furnarius rufus*) reportados por científicos y científicas ciudadanos/as a lo largo de toda la distribución de la especie. Caracterizamos la altura del nido, el tipo de sustrato (natural vs. artificial) y la cobertura del nido (cubierto vs. descubierto) en áreas urbanas, rurales y naturales. También examinamos cómo la altura del nido y su cobertura variaban a lo largo de gradientes latitudinales y longitudinales dentro de cada ambiente, así como la relación entre la cobertura del nido y la altura del nido en estos tres contextos ambientales. Encontramos que la altura de los nidos tendieron a ser similares en áreas naturales, rurales y urbanas; que los horneros de áreas rurales y urbanas construyeron con mayor frecuencia sus nidos sobre sustratos artificiales, mientras que en áreas naturales los nidos se construyeron más a menudo sobre sustratos naturales; que los nidos descubiertos fueron más comunes en áreas urbanas y rurales, mientras que en áreas naturales los nidos cubiertos y descubiertos ocurrieron en proporciones similares; que la altura y la cobertura de los nidos variaron geográficamente, especialmente en poblaciones rurales y urbanas; y que, independientemente del contexto ambiental, los nidos ubicados a mayor altura y construidos sobre sustratos artificiales tuvieron mayor probabilidad de estar descubiertos que aquellos más cercanos al suelo o construidos sobre sustratos naturales. En conjunto, nuestros resultados muestran que los horneros presentan una notable flexibilidad en las características del sitio de nidificación a través de distintos ambientes, lo que plantea interrogantes sobre si esta variación refleja preferencias por determinados sitios de nidificación, la disponibilidad de sitios reproductivos, o ambas cosas.

PALABRAS CLAVE: *biología de nidificación, Furnariidae, nidos en domo, reproducción, suboscino*

La mayoría de las especies de aves utilizan nidos (Fang et al. 2018). Los nidos proporcionan un sustrato seguro para los huevos y las crías, ofrecen camuflaje y protección frente a los depredadores, y ayudan a

regular el microambiente (e.g., la temperatura; Collias & Collias 1986). Si bien la mayoría de los nidos cumplen funciones similares, sus características pueden variar considerablemente entre especies y dentro de

una misma especie, lo que podría influir en el éxito reproductivo individual (Hansell 2000; revisado por Mainwaring et al. 2014). Sin embargo, en comparación con otros aspectos de la investigación en aves, sabemos poco sobre la biología de nidificación (Deeming & Reynolds 2016, Mainwaring et al. 2016, Perez et al. 2023), en parte debido a la visión, sostenida durante mucho tiempo, de que la construcción de nidos es un comportamiento instintivo y poco flexible (Guillette & Healy 2015, Healy et al. 2023).

A comparación de la arquitectura del nido, que está sujeta a fuertes restricciones genéticas, las características del sitio de nidificación suelen estar más influenciadas por factores externos (Fang et al. 2018), como la disponibilidad de sitios para nidificar, el riesgo de depredación y el clima, entre otros (Collias & Collias 1986, Hansell 2005, Martin et al. 2017). Por ejemplo, los sitios de nidificación en ambientes urbanos incluyen tanto oportunidades naturales (i.e., vegetación nativa y exótica) como artificiales (i.e., estructuras de origen antrópico), mientras que las áreas naturales tienden a ofrecer únicamente oportunidades de nidificación naturales (revisado por Reynold et al. 2019). Asimismo, se espera que la altura del nido esté relacionada con el riesgo de depredación y la perturbación humana, ya que se considera que los nidos ubicados a mayor altura son menos accesibles para los depredadores terrestres y/o los peatones (e.g., Wang et al. 2008, Becker & Weisberg 2014, revisado por Sheard et al. 2024), mientras que se espera que la cobertura del nido influya en su ocultamiento frente a los depredadores aéreos (discutido por Jara et al. 2020). Además, dado que la temperatura puede influir fuertemente en la viabilidad embrionaria, se espera que los nidos de las aves ajusten su exposición al sol de acuerdo con la ubicación geográfica (revisado por Mainwaring et al. 2016). En ambientes templados, los nidos suelen ubicarse en sitios que se calientan más rápidamente y retienen el calor durante más tiempo que aquellos de ambientes tropicales (revisado por Mainwaring et al. 2016). En consecuencia, se espera que las características de los nidos varíen de manera adaptativa en respuesta a condiciones ambientales predecibles. Sin embargo, la mayor parte de la evidencia que respalda esta idea proviene de estudios comparativos entre especies (revisado por Mainwaring 2017). La variación espacial a gran escala dentro de una misma especie ha sido mucho menos explorada (revisado por Mainwaring 2017). Entre las excepciones se encuentran los estudios sobre el Gorrión (*Passer domesticus*), el Herrerillo Común (*Cyanistes caeruleus*) y el Carbonero Común (*Parus major*). Estas especies que nidifican

en cavidades han sido ampliamente estudiadas en toda Europa y presentan una considerable variación en las características de nidificación. Se reproducen en ambientes naturales, rurales y urbanos, utilizan estructuras naturales (e.g., cavidades en árboles) y artificiales (e.g., cajas nido de cemento y tuberías), y seleccionan los sitios de nidificación en función de la presencia o ausencia de individuos conespecíficos y heteroespecíficos, entre otros factores (Gorrión: e.g., Indykiewicz 1991; Herrerillo Común y Carbonero Común: revisado por Mainwaring 2017). Si bien esta información es muy valiosa, refleja principalmente las características de nidificación de especies que dependen de cavidades preexistentes, en su mayoría cajas nido provistas por investigadoras/es. En consecuencia, carecemos de información sobre las características de los sitios de nidificación de especies que construyen sus propias cavidades. Se necesitan estudios que examinen la variación de las características de los sitios de nidificación a lo largo de toda el área de distribución de estas especies para comprender mejor cómo las aves adaptan sus comportamientos de construcción a las condiciones ambientales actuales.

Furnariidae, también conocidos como furnáridos, es una familia diversa de aves suboscinas de tamaño pequeño a mediano distribuida en el Neotrópico (Winkler et al. 2020). Los furnáridos construyen una gran diversidad de tipos de nidos, incluidos nidos cerrados y complejos (Winkler et al. 2020), los cuales han sido identificados como el tipo de nido ancestral entre las aves passeriformes (revisado por Mainwaring et al. 2023). En particular, el Hornero (*Furnarius rufus*) se distribuye ampliamente en ambientes naturales, rurales y urbanos de Argentina, Bolivia, Brasil, Paraguay y Uruguay (Remsen & Bonan 2020). Los horneros suelen reproducirse en hábitats abiertos y semiabiertos, como pastizales, sabanas, pasturas, campos agrícolas, banquinas, jardines y ambientes urbanos (Remsen & Bonan 2020). Los nidos son construidos por machos y hembras con barro, paja y materia fecal de animales (Fig. 1; Fraga 1980, Massoni et al. 2012). La mayoría de los individuos construye un nido nuevo en cada temporada reproductiva, a menudo cerca de nidos anteriores, en concordancia con su fuerte territorialidad durante todo el año y la persistencia de los nidos viejos durante varios años (Fraga 1980). La construcción del nido suele comenzar al menos dos o tres meses antes de la puesta de huevos (e.g., Fraga 1980), aunque su duración varía considerablemente entre parejas (el proceso de construcción puede durar entre 8–14 días y varios meses; datos no publicados). Los nidos viejos de Hornero pueden persistir durante varios años y ser

utilizados por otros animales (revisado por Montesana et al. 2024). Entre los depredadores de nidos se incluyen aves rapaces (Chimango, *Daptrius chimango*; Águila Mora, *Geranoaetus melanoleucus*; Taguató, *Rupornis magnirostris*; Carancho, *Caracara plancus*), mamíferos (Comadreja Overa, *Didelphis albiventris*; Gato Doméstico, *Felis catus* —este último también depreda adultos fuera del nido—) y serpientes (e.g., *Philodryas patagoniensis*; Fraga 1980, Mason 1985, Salvador 2016, Garreta & Rivas-Ortiz 2026, WikiAves 2026). A pesar de la amplia distribución de la especie, la única información disponible sobre las características de los sitios de nidificación del Hornero proviene de dos estudios. Mason (1985) informó una altura media de los nidos de 2.6 ± 1.2 m (rango: 1.2–4.9 m) para 17 nidos encontrados en dos áreas rurales de la provincia de Buenos Aires, Argentina, mientras que Schaaf et al. (2018) reportaron que los nidos de hornero ubicados en latitudes más bajas (e.g., San Salvador de Jujuy, provincia de Jujuy, Argentina) tendían a estar cubiertos en comparación con los nidos ubicados en latitudes más altas (e.g., ciudad de La Plata, provincia de Buenos Aires, Argentina). Sin embargo, dado que los individuos pueden elegir dónde construir sus nidos en una amplia variedad de ambientes, se espera que los horneros exhiban una considerable flexibilidad en la altura de sus nidos y en otras características del sitio de nidificación.

Cuantificar la variación en las características de los nidos a lo largo de toda el área de distribución de una especie representa un desafío. Una forma de abordar esta tarea es involucrar al público en la investigación científica. Este enfoque colectivo, conocido como ciencia ciudadana, ofrece la gran ventaja de generar grandes volúmenes de datos a escalas espaciales amplias. En ornitología, las iniciativas de ciencia ciudadana son ampliamente utilizadas para identificar especies de aves (e.g., iNaturalist 2025), registrar observaciones en tiempo real que mejoran nuestra comprensión de los patrones migratorios y la distribución de las especies (eBird: Sullivan et al. 2009), documentar colisiones entre aves y ventanas (revisado por Loss et al. 2023) y recopilar registros de nidificación de numerosas especies (e.g., NestWatch, Cornell Lab of Ornithology: Bailey et al. 2024), entre otros.

En este estudio descriptivo reportamos las características de los sitios de nidificación del Hornero a lo largo de toda su distribución mediante un enfoque de ciencia ciudadana. Este enfoque nos permitió caracterizar (1) el tipo de sustrato del nido (i.e., si el nido fue construido sobre estructuras naturales o artificiales de origen antrópico; Fig. 1A), (2) la altura del nido (i.e., metros sobre el suelo) y (3) la cobertura del nido (i.e., si

el nido estaba protegido o no por una estructura natural o artificial; Fig. 1B) en ambientes urbanos, rurales y naturales. También examinamos cómo la altura y la cobertura de los nidos variaban a lo largo de gradientes latitudinales y longitudinales dentro de cada tipo de ambiente (i.e., rural, urbano y natural). Estas dos variables geográficas están fuertemente correlacionadas con factores abióticos como la temperatura, la precipitación, el viento y la elevación: desde el sur de Brasil hasta el centro y sur de Argentina, las temperaturas generalmente disminuyen, las precipitaciones decrecen progresivamente y la intensidad del viento tiende a aumentar. Asimismo, la elevación cambia desde las regiones costeras y de llanura de Brasil, Uruguay y el este de Argentina hasta los altos Andes del oeste de Argentina y Bolivia. Durante la temporada reproductiva del Hornero, este gradiente altitudinal se asocia con temperaturas más elevadas, menores precipitaciones y, en general, vientos de menor intensidad en las regiones montañosas. Por último, examinamos las relaciones entre (4) la cobertura y la altura del nido y (5) la cobertura y el tipo de sustrato para los nidos registrados en estos tres contextos ambientales. Si bien reconocemos la naturaleza descriptiva de nuestro estudio, definimos cinco predicciones orientadoras para estructurar los análisis e interpretar los resultados. En primer lugar, predijimos que los nidos

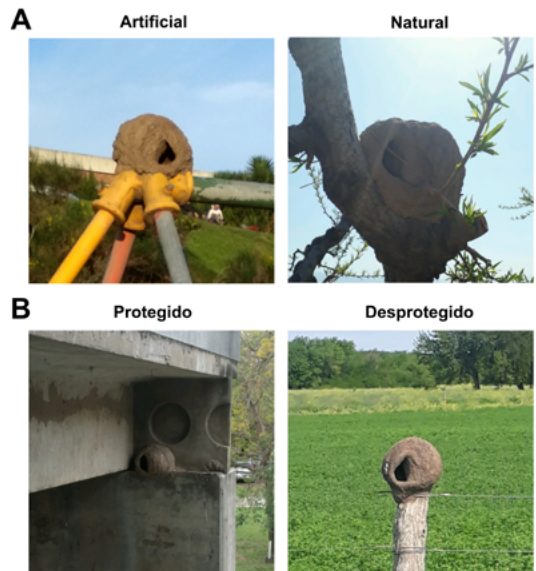


Figura 1. Ejemplos de dos características del sitio de nidificación del Hornero (*Furnarius rufus*) registradas por personas participantes de ciencia ciudadana en áreas naturales, rurales y urbanas de Argentina, Bolivia, Brasil, Paraguay y Uruguay: (A) tipo de sustrato del nido (i.e., si el nido fue construido sobre una estructura natural o artificial de origen antrópico), y (B) cobertura del nido (i.e., si el nido estaba cubierto o no por una estructura natural o artificial). Las fotografías fueron enviadas por las personas participantes mediante una aplicación para teléfonos inteligentes.

en áreas naturales serían construidos principalmente sobre estructuras naturales, en comparación con los de áreas rurales y urbanas, debido a que los sitios adecuados para nidificar son más escasos en las ciudades (revisado por Reynolds et al. 2019). También esperamos que los nidos en áreas rurales fueran construidos sobre una mayor proporción de sustratos naturales que los de áreas urbanas, ya que estos sustratos probablemente sean más comunes en ambientes rurales. En segundo lugar, predijimos que la altura de los nidos sería menor en áreas naturales y rurales que en áreas urbanas, porque se considera que los nidos ubicados a mayor altura son menos accesibles para depredadores terrestres (e.g., gatos) y/o peatones (Jara et al. 2020), y porque la detección de los nidos por parte de los depredadores generalmente disminuye con el aumento de la urbanización (meta-análisis de Vincze et al. 2017). También predijimos que, para reducir la exposición al sol, los nidos ubicados en latitudes más bajas (i.e., más cercanas al Ecuador) y longitudes más altas (i.e., hacia los Andes) serían construidos a menor altura que aquellos ubicados en latitudes más altas y longitudes más bajas. En tercer lugar, si la cobertura del nido refleja adaptaciones comportamentales de los horneros para evitar la depredación y/o condiciones climáticas adversas, predijimos que la mayoría de los nidos estarían cubiertos en los tres contextos ambientales. Además, los nidos de Hornero ubicados más cerca del Ecuador tienden a encontrarse en áreas con mayor cobertura vegetal (Schaaf et al. 2018). Por lo tanto, predijimos que los nidos ubicados en latitudes más bajas y longitudes más altas estarían cubiertos con mayor frecuencia que aquellos ubicados en latitudes más altas y longitudes más bajas. En cuarto lugar, si la cobertura del nido proporciona un mejor ocultamiento frente a los depredadores aéreos (discutido por Jara et al. 2020), predijimos que los nidos ubicados a mayor altura presentarían una mayor cobertura que los nidos situados a menor altura. No predijimos diferencias en esta relación entre áreas naturales, rurales y urbanas. Finalmente, predijimos que los nidos sin cobertura serían construidos principalmente sobre estructuras artificiales.

MATERIALES Y MÉTODOS

Recolección de datos

Recolectamos datos de 13,325 nidos a lo largo de toda el área de distribución de la especie entre octubre de 2018 y octubre de 2019. Utilizando una aplicación gratuita para teléfonos inteligentes desarrollada en castellano y portugués, 1300 personas participantes de ciencia ciudadana de Argentina, Bolivia, Brasil,

Paraguay y Uruguay recolectaron datos sobre nidos de Hornero. La aplicación consistía en un proceso de ocho pasos mediante el cual las personas usuarias respondían preguntas de opción múltiple *in situ* cada vez que encontraban un nido. Las preguntas fueron cuidadosamente diseñadas para garantizar una interpretación inequívoca y, cuando fue necesario, estuvieron acompañadas de esquemas explicativos. Para este estudio utilizamos datos correspondientes a cuatro características del sitio de nidificación: contexto ambiental (i.e., urbano —ciudades pequeñas y grandes—; rural —áreas con producción agroindustrial y agroecosistemas—; o natural —áreas no modificadas por el ser humano—), sustrato, altura y cobertura. A partir de las coordenadas GPS de los nidos, también obtuvimos información geográfica como la latitud (rango mín. - máx.: -10.281, -43.405) y la longitud (rango mín. - máx.: -37.284, -69.407). Para más detalles sobre la curación y validación de los datos, véase Adreani et al. 2022, 2025.

En un estudio previo, solo el 3.8% de los nidos reportados se encontraba a menos de 25 m de otro nido reportado, lo que indica que, si hubo pseudorreplicación debido a que varias personas informaron el mismo nido o una misma persona registró varios nidos pertenecientes a la misma pareja de horneros, este efecto fue mínimo (véase también Adreani et al. 2022).

Análisis de datos

Determinamos el número de nidos construidos sobre sustratos artificiales y naturales, el número de nidos cubiertos y descubiertos, y calculamos la media y el desvío estándar (media $\pm$ DE) de la altura de los nidos en ambientes urbanos, rurales y naturales.

Evaluamos si las características de los nidos diferían entre contextos ambientales. En primer lugar, para analizar las diferencias en el sustrato utilizado para la construcción de los nidos entre contextos, construimos un modelo lineal generalizado mixto con distribución binomial, utilizando el sustrato del nido (niveles: natural, artificial) como variable respuesta, el contexto ambiental como factor fijo y el ID del usuario como factor aleatorio. En segundo lugar, para evaluar las diferencias en la altura de los nidos entre áreas naturales, rurales y urbanas a lo largo de gradientes latitudinales y longitudinales, construimos un modelo lineal mixto con la altura del nido como variable respuesta, el contexto ambiental (niveles: urbano, rural, natural) como factor fijo, la latitud estandarizada y la longitud estandarizada como covariables, su interacción, la interacción entre el contexto ambiental y tanto la latitud como la longitud, y el ID del usuario como factor aleatorio. En

tercer lugar, para evaluar las diferencias en la cobertura de los nidos entre contextos a lo largo de gradientes latitudinales y longitudinales, construimos otro modelo lineal generalizado mixto con distribución binomial, utilizando la cobertura del nido (niveles: sí, no) como variable respuesta, el contexto ambiental como factor fijo, la latitud estandarizada y la longitud estandarizada como covariables, su interacción, la interacción entre el contexto ambiental y tanto la latitud como la longitud, y el ID del usuario como factor aleatorio. En cuarto lugar, para evaluar la relación entre la cobertura y la altura de los nidos en estos tres contextos ambientales, construimos un modelo lineal generalizado mixto con distribución binomial, utilizando la cobertura del nido como variable respuesta, la altura del nido como covariable, el contexto ambiental como factor fijo, su interacción y el ID del usuario como factor aleatorio. Finalmente, para evaluar la relación entre la cobertura del nido y el tipo de sustrato en estos tres contextos ambientales, construimos un modelo lineal generalizado mixto con distribución binomial, utilizando la cobertura del nido como variable respuesta, el tipo de sustrato y el contexto ambiental como factores fijos, su interacción y el ID del usuario como factor aleatorio.

Realizamos todos los análisis en R v.4.3.2 (R Core Team 2021) utilizando los paquetes *lme4* (Bates et al. 2015) y *arm* (Gelman & Yu-Sung 2015) bajo un enfoque pseudobayesiano con distribuciones *a priori* no informativas (Korner-Nievergelt et al. 2015). Verificamos los supuestos de los modelos lineales mediante la inspección de gráficos de residuos utilizando el paquete *DHARMa* (Hartig 2024). Utilizamos la función *sim* para simular distribuciones posteriores, extrayendo estimaciones medias, intervalos de credibilidad del 95% y probabilidades posteriores a partir de 10.000 simulaciones (Gelman y Hill 2007). Siguiendo a Korner-Nievergelt et al. (2015), consideramos que los efectos eran estadísticamente relevantes cuando el cero no estaba incluido en los intervalos de credibilidad del 95%.

RESULTADOS

De los 13,325 registros de nidos incorporados a nuestra base de datos, 7667 correspondieron a áreas urbanas, 5138 a áreas rurales y 520 a áreas naturales.

Sustrato del sitio de nidificación

La mayoría de los nidos de Hornero fueron contruidos sobre sustratos artificiales ($n = 7566$) en lugar de sustratos naturales ($n = 5751$). Al examinar el sustrato en relación con el tipo de ambiente donde fueron

registrados los nidos, los horneros de áreas rurales y urbanas construyeron más nidos sobre sustratos artificiales que sobre sustratos naturales (Fig. 2, Tabla 1; rural: $n_{artificial} = 3364$, $n_{natural} = 1774$; urbano: $n_{artificial} = 4095$, $n_{natural} = 3566$). Ambos tipos de ambientes no difirieron en el sustrato utilizado para la construcción

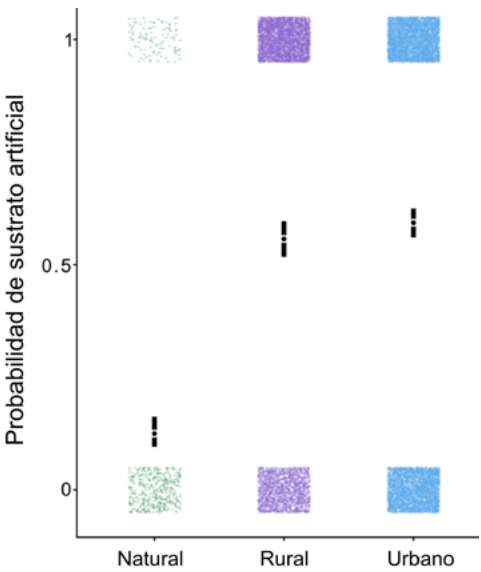


Figura 2. Sustrato del sitio de nidificación (0 = construido sobre una estructura natural; 1 = construido sobre una estructura artificial de origen antrópico) de horneros (*Furnarius rufus*) registrados por personas participantes de ciencia ciudadana en áreas naturales, rurales y urbanas de Argentina, Bolivia, Brasil, Paraguay y Uruguay. Los puntos de colores representan los datos originales para los contextos natural (verde), rural (violeta) y urbano (azul). Los puntos negros y las barras verticales representan las estimaciones del modelo y los intervalos de credibilidad del 95%, respectivamente.

Tabla 1. Resultados de un modelo lineal generalizado mixto que evalúa el sustrato del sitio de nidificación (i.e., si los nidos fueron contruidos sobre estructuras naturales o artificiales de origen antrópico) de horneros (*Furnarius rufus*) en áreas urbanas, rurales y naturales. Los datos utilizados en el modelo corresponden a las características de los sitios de nidificación registradas por personas participantes de ciencia ciudadana en Argentina, Bolivia, Brasil, Paraguay y Uruguay.

Sustrato del sitio de nidificación	
Efectos fijos β	
Intercepto (Natural)	-1.943 (-2.246; -1.642)
Rural	2.175 (1.879; 2.472)
Urbano	2.320 (2.021; 2.609)
Efectos aleatorios σ^2	
Usuario ID	2.727 (2.549; 2.909)

de los nidos (valor de $p = 0.080$). En las áreas naturales, en cambio, los nidos de hornero se encontraron con mayor frecuencia sobre sustratos naturales (Fig. 2, Tabla 1; natural: $n_{\text{artificial}} = 107$, $n_{\text{natural}} = 411$).

Altura del nido

A lo largo de toda su distribución, los nidos de Hornero fueron registrados desde el nivel del mar (i.e., 4,11 m s. n. m.; e.g., en La Paloma, Rocha, Uruguay) hasta aproximadamente 2895.75 m s. n. m. en Sucre, Bolivia (véanse los datos en Montesana & Adreani 2026). Independientemente de la altitud, la altura media de los nidos ($\pm$ DE) fue de 6.669 ± 2.482 m (rango mín. - máx.: 0–15 m). La altura de los nidos difirió estadísticamente entre los nidos ubicados en áreas urbanas, rurales y naturales (Fig. 3A, Tabla 2; media $\pm$ DE: 6.836 ± 2.542 m, 6.482 ± 2.341 m y 6.054 ± 2.694 m, respectivamente); sin embargo, el tamaño del efecto de estas diferencias fue pequeño (Tabla 2).

En las áreas rurales y urbanas, pero no en las naturales, los nidos ubicados más cerca del Ecuador se encontraron a menor altura que aquellos ubicados más al sur (probabilidades posteriores: natural = 0.866; rural = 1; urbano = 0.992; Fig. 3B, Tabla 2). Además, solo en las áreas rurales, y no en las naturales ni urbanas, los nidos ubicados más cerca de los Andes (i.e., hacia el oeste) tendieron a encontrarse a mayor altura que aquellos ubicados más al este (probabilidades posteriores: natural = 0.616; rural = 0.977; urbano = 0.127; Fig. 3C, Tabla 2).

Cobertura del nido

La mayoría de los nidos de hornero no estaban cubiertos ($n_{\text{sin cobertura}} = 8459$; $n_{\text{cubiertos}} = 4866$). Al examinar la cobertura del nido en relación con el tipo de ambiente donde fueron registrados, los nidos sin cobertura fueron más frecuentes en áreas rurales y urbanas (Fig. 4A, Tabla 2; rural: $n_{\text{sin cobertura}} = 3920$; $n_{\text{cubiertos}} = 1218$; urbano: $n_{\text{sin cobertura}} = 4279$; $n_{\text{cubiertos}} = 3388$). En las áreas naturales, en cambio, los nidos sin cobertura y los nidos cubiertos estuvieron representados en igual proporción (Fig. 4A, Tabla 2; $n_{\text{sin cobertura}} = 260$; $n_{\text{cubiertos}} = 260$).

En los tres tipos de ambientes, los nidos ubicados más cerca del Ecuador tendieron a no estar cubiertos en comparación con aquellos ubicados más al sur (probabilidades posteriores: natural = 0.997; rural = 0.996; urbano = 0.967; Fig. 4B, Tabla 2), mientras que en las áreas rurales y urbanas, pero no en las naturales, los nidos ubicados más cerca de los Andes tendieron a estar cubiertos con mayor frecuencia

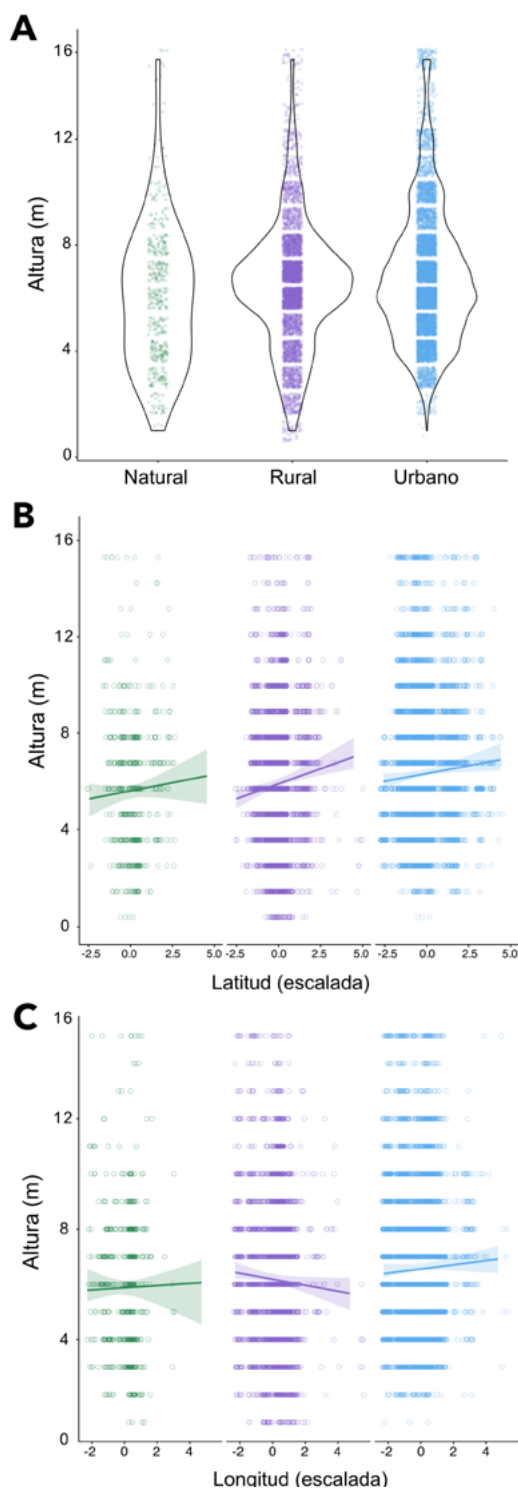


Figura 3. Altura del nido (i.e., metros del nido sobre el suelo) de horneros (*Furnarius rufus*) registrados por personas participantes de ciencia ciudadana en áreas naturales, rurales y urbanas de Argentina, Bolivia, Brasil, Paraguay y Uruguay. Los puntos de colores representan los datos originales para los contextos natural (verde), rural (violeta) y urbano (azul). Las estimaciones medias del modelo están representadas por puntos negros (A) y líneas de colores (B & C), mientras que los intervalos de credibilidad del 95% están representados por barras verticales (A) y bandas de colores (B & C).

(probabilidades posteriores: natural = 0.078; rural = 0.981; urbano = 0.999; Fig. 4C, Tabla 2).

Cobertura del nido en relación con la altura del nido

Los nidos ubicados a mayor altura tuvieron una mayor probabilidad de no estar cubiertos en los tres contextos ambientales (Fig. 5A, Tabla 3).

Cobertura del nido en relación con el tipo de sustrato

En áreas naturales, rurales y urbanas, los nidos contruidos sobre sustratos artificiales estuvieron con mayor frecuencia descubiertos, mientras que los contruidos sobre sustratos naturales estuvieron con mayor frecuencia cubiertos (Fig. 5B, Tabla 3).

Tabla 2. Resultados de un modelo lineal mixto y de un modelo lineal generalizado mixto que evalúan la altura del nido (i.e., metros sobre el suelo) y la cobertura del nido (i.e., si los nidos estaban cubiertos por estructuras naturales o artificiales) de horneros (*Furnarius rufus*) a lo largo de gradientes latitudinales y longitudinales en áreas urbanas, rurales y naturales. Los datos utilizados en cada modelo corresponden a las características de los sitios de nidificación registradas por personas participantes de ciencia ciudadana en Argentina, Bolivia, Brasil, Paraguay y Uruguay.

	Altura del nido	Cobertura del nido
Factores fijos β (95% CrI)		
Intercepto (Natural)	5.881 (5.647; 6.117)	-0.116 (-0.384; 0.149)
Rural	0.348 (0.119; 0.574)	0.958 (0.702; 1.215)
Urbano	0.747 (0.518; 0.974)	0.640 (0.381; 0.897)
Latitud (escalada)	0.134 (-0.104; 0.372)	-0.400 (-0.692; -0.111)
Longitud (escalada)	-0.034 (-0.283; 0.209)	-0.194 (-0.464; 0.076)
Rural * Latitud (escalada)	0.120 (-0.115; 0.358)	0.198 (-0.099; 0.498)
Urbano * Latitud (escalada)	0.001 (-0.231; 0.235)	0.288 (0.001; 0.579)
Rural * Longitud (escalada)	-0.088 (-0.335; 0.163)	0.336 (0.060; 0.616)
Urbano * Longitud (escalada)	0.091 (-0.150; 0.333)	0.383 (0.108; 0.650)
Latitud (escalada)* Longitud (escalada)	0.006 (-0.052; 0.063)	-0.019 (-0.085; 0.047)
Factores aleatorios σ^2 (95% CrI)		
Usuario ID	2.808 (2.641; 2.978)	2.904 (2.720; 3.098)
Varianza residual	4.340 (4.235; 4.445)	-

DISCUSIÓN

Describimos tres características del sitio de nidificación del hornero a lo largo de toda su distribución utilizando un enfoque de ciencia ciudadana (Tabla 4). Nuestros resultados sugieren que los horneros presentan una considerable flexibilidad en el sustrato, la altura y la cobertura del nido entre contextos ambientales naturales, rurales y urbanos, y que la altura y la cobertura de los nidos también varían a lo largo de gradientes

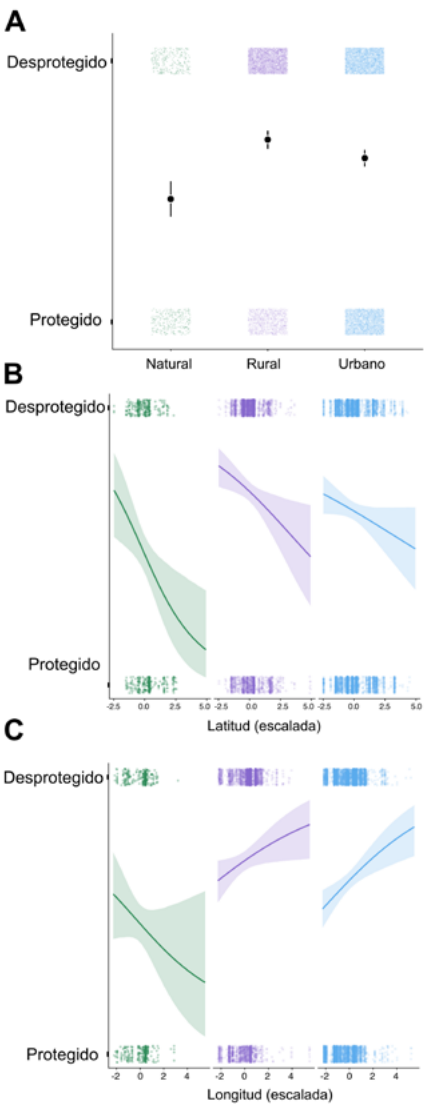


Figura 4. Cobertura del nido (i.e., si el nido estaba cubierto o no por una estructura natural o artificial) de horneros (*Furnarius rufus*) registrados por personas participantes de ciencia ciudadana en áreas naturales, rurales y urbanas de Argentina, Bolivia, Brasil, Paraguay y Uruguay. Los puntos de colores representan los datos originales para los contextos natural (verde), rural (violeta) y urbano (azul). Las estimaciones medias del modelo están representadas por puntos negros (A) y líneas de colores (B & C), mientras que los intervalos de credibilidad del 95% están representados por barras verticales (A) y bandas de colores (B & C).

latitudinales y longitudinales. Una característica común a los tres contextos ambientales fue que los nidos ubicados a mayor altura y los construidos sobre estructuras artificiales tendieron a no estar cubiertos en comparación con los nidos ubicados a menor altura y construidos sobre estructuras naturales.

Una pregunta natural que surge de nuestros resultados es hasta qué punto la flexibilidad observada en las características del sitio de nidificación entre contextos naturales, rurales y urbanos refleja verdaderas preferencias de los horneros por determinadas características del sitio donde construyen sus nidos.

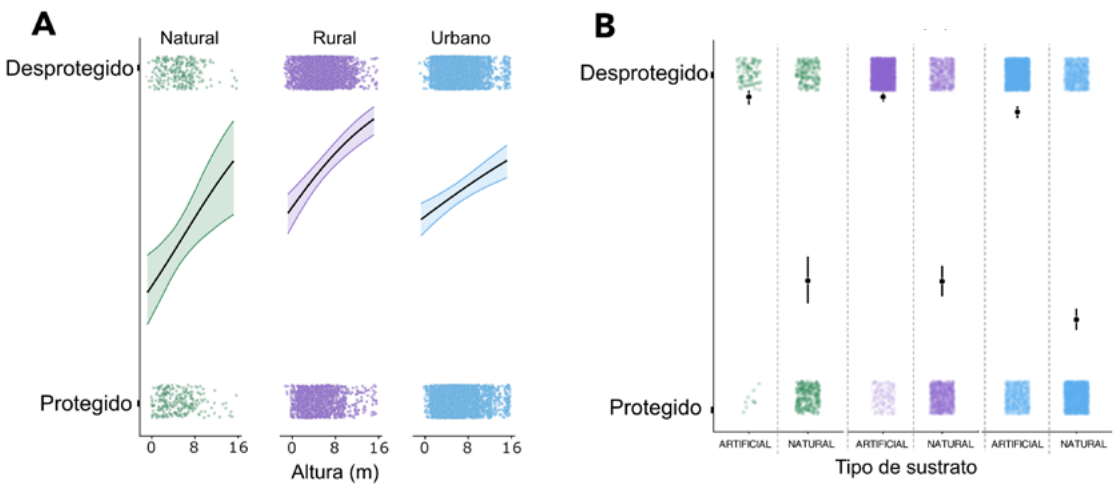


Figura 5. Relación entre la (A) altura del nido (es decir, metros del nido sobre el suelo) y el (B) sustrato del nido (0 = construido sobre una estructura natural; 1 = construido sobre una estructura artificial de origen antrópico) con la probabilidad de que el nido estuviera cubierto (i.e., si el nido estaba cubierto o no por una estructura natural o artificial) en horneros (*Furnarius rufus*) registrados por personas participantes de ciencia ciudadana en áreas naturales, rurales y urbanas de Argentina, Bolivia, Brasil, Paraguay y Uruguay. Los puntos grises representan los datos originales. Las líneas negras representan las estimaciones medias del modelo y las bandas de colores (A) y barras verticales (B) muestran los intervalos de credibilidad del 95% para los contextos ambientales natural (verde), rural (violeta) y urbano (azul).

Tabla 3. Resultados de dos modelos lineales generalizados mixtos que evalúan la cobertura del nido (i.e., si los nidos estaban cubiertos o no por estructuras naturales o artificiales) de horneros (*Furnarius rufus*) en relación con la altura del nido y el sustrato del sitio de nidificación (i.e., si los nidos fueron construidos sobre estructuras naturales o artificiales de origen antrópico), respectivamente, en áreas urbanas, rurales y naturales. Los datos utilizados en cada modelo corresponden a las características de los sitios de nidificación registradas por personas participantes de ciencia ciudadana en Argentina, Bolivia, Brasil, Paraguay y Uruguay.

Cobertura del nido		Cobertura del nido	
Factores fijos β (95% CrI)		Factores fijos β (95% CrI)	
Intercepto (Natural)	-0.825 (-1.378; -0.268)	Intercepto (Natural)	-0.570 (-0.884; -0.256)
Rural	1.007 (0.424; 1.600)	Rural	-0.001 (-0.314; 0.294)
Urbano	0.981 (0.401; 1.562)	Urbano	-0.574 (-0.872; -0.270)
Altura	0.122 (0.043; 0.203)	Sustrato del sitio de nidificación	3.176 (3.046; 3.306)
Rural * Altura	-0.013 (-0.101; 0.074)		
Urbano * Altura	-0.065 (-0.145; 0.018)		
Factores aleatorios σ^2 (95% CrI)		Factores aleatorios σ^2 (95% CrI)	
Usuario ID	3.119 (2.919; 3.329)	Usuario ID	4.411 (4.135; 4.708)

Tales preferencias podrían ser consecuencia de que los horneros experimentan distintos tipos de presiones selectivas. Por ejemplo, la altura del nido podría ser un rasgo moldeado por la presencia de depredadores aéreos y terrestres y/o por la perturbación humana, factores cuya influencia podría diferir entre áreas naturales, rurales y urbanas. Aunque la altura de los nidos fue menor en áreas naturales y rurales que en áreas urbanas, estas diferencias, si bien fueron estadísticamente significativas, fueron inferiores a un metro. Desde un punto de vista biológico, estos resultados sugieren que la altura de los nidos es comparable entre contextos ambientales y considerablemente mayor que la reportada en el único estudio previamente publicado realizado en dos áreas rurales de Argentina (Mason 1985). En concordancia con la idea de que los horneros prefieren una determinada altura para sus nidos, este rasgo fue similar entre ambientes, aun cuando los nidos fueron construidos sobre distintos sustratos (i.e., en los ambientes naturales, la mayoría de los nidos fue construida sobre sustratos naturales, a diferencia de las áreas rurales y urbanas). Las características del sitio de nidificación también podrían reflejar decisiones activas de los horneros para hacer frente a la variación ambiental. De hecho, para los nidos cerrados que los

horneros construyen cada año, se predice que los beneficios térmicos constituyen un factor importante en la evolución de estas estructuras (revisado por Martin et al. 2017). Los nidos ubicados en latitudes más bajas y longitudes más altas, donde se espera una mayor exposición al sol, fueron construidos a menor altura que aquellos ubicados en latitudes más altas y longitudes más bajas. Sin embargo, observamos la tendencia opuesta para la cobertura del nido, ya que los nidos ubicados más cerca del Ecuador estuvieron mayormente descubiertos. Estos resultados sugieren que, además de la temperatura, otros factores ambientales (e.g., el viento y las precipitaciones) también podrían influir en la elección del sitio de nidificación.

Alternativamente, y no de manera mutuamente excluyente, las características del sitio de nidificación podrían reflejar diferencias en la disponibilidad de sitios para nidificar entre ambientes. Por ejemplo, en ambientes naturales, rurales y urbanos, los nidos sin protección superior se encontraron principalmente a mayor altura sobre el suelo. Esta relación podría deberse a la abundancia de estructuras de origen antrópico (e.g., postes de alumbrado o de electricidad), ampliamente utilizadas por los horneros para

Tabla 4. Resumen de las características del sitio de nidificación descritas para el Hornero (*Furnarius rufus*) en relación con distintas variables que se espera influyan sobre ellas, incluidas nuestras predicciones y los resultados obtenidos. Los símbolos indican la magnitud relativa o la similitud entre categorías (e.g., Natural < Rural < Urbano; Natural ≈ Rural ≈ Urbano). ‘Más cerca del Ecuador’ hace referencia a latitudes más bajas, mientras que ‘más cerca de los Andes’ hace referencia a longitudes más altas dentro de la región de estudio (Argentina, Bolivia, Brasil, Paraguay y Uruguay).

Características del sitio de nidificación	En relación con	Predicciones	Resultados encontrados en este estudio
Sustrato del sitio de nidificación	Contexto ambiental	Sustratos naturales: Natural > Rural > Urbano	Áreas naturales: predominio de sustratos naturales; áreas rurales y urbanas: predominio de sustratos artificiales
	Contexto ambiental	Natural < Rural < Urbano	Natural ≈ Rural ≈ Urbano
Altura del nido	Contexto ambiental & Ubicación geográfica	Menor altura más cerca del Ecuador y de los Andes	En áreas rurales y urbanas, los nidos más cercanos al Ecuador fueron más bajos; en áreas rurales, los nidos más cercanos a los Andes fueron más altos
	Contexto ambiental	La mayoría de los nidos cubiertos	Áreas naturales: igual proporción de nidos cubiertos y descubiertos; áreas rurales y urbanas: predominio de nidos descubiertos
Cobertura del nido	Contexto ambiental & Ubicación geográfica	Mayor cobertura más cerca del Ecuador y de los Andes	Más cerca del Ecuador: menor cobertura; más cerca de los Andes: mayor cobertura (solo en áreas rurales y urbanas)
	Contexto ambiental & Altura del nido	Los nidos más altos presentan mayor cobertura	Los nidos más altos estuvieron con mayor frecuencia descubiertos
Cobertura del nido	Contexto ambiental & Tipo de sustrato del nido	Los nidos construidos sobre sustratos artificiales presentan menor cobertura que los construidos sobre sustratos naturales	Los nidos construidos sobre sustratos artificiales estuvieron con mayor frecuencia descubiertos

reproducirse (obs. pers.), más que representar una adaptación comportamental frente a depredadores o a la variación ambiental (e.g., Jara et al. 2020). En apoyo de esta idea, los nidos descubiertos también estuvieron asociados con nidos construidos sobre estructuras artificiales. Además, las características del sitio de nidificación del hornero también podrían reflejar factores comportamentales y ecológicos que operan fuera de la temporada reproductiva. Los horneros son territoriales durante todo el año y las parejas permanecen juntas en el mismo territorio a lo largo de los años (Fraga 1980, Diniz et al. 2019, Montesana et al. 2020). Por lo tanto, asegurar un territorio de alta calidad que proporcione alimento durante todo el año podría ser el principal factor que determina el establecimiento de los territorios, mientras que las características del sitio de nidificación simplemente reflejarían las opciones disponibles dentro de ese territorio. Un enfoque para determinar en qué medida la flexibilidad observada en las características del sitio de nidificación refleja preferencias del hornero, disponibilidad de sitios de nidificación o ambas cosas consistiría en cuantificar la disponibilidad de sitios de nidificación y compararla con la selección observada en los horneros. Un segundo enfoque, complementario al anterior, sería cuantificar la relación entre las características del sitio de nidificación y el éxito reproductivo en distintas localidades. Con esta información, un tercer estudio podría manipular experimentalmente características individuales del sitio de nidificación y combinaciones de rasgos para lograr una comprensión integral de las fuerzas evolutivas que actúan sobre la elección del sitio de nidificación en el hornero.

Además de los factores ecológicos y comportamentales, nuestros resultados podrían estar influenciados por la metodología de recolección de datos. Si bien el enfoque de ciencia ciudadana permite una amplia cobertura espacial y tamaños muestrales grandes, la conspicuidad de los nidos de Hornero, particularmente en ambientes abiertos, podría introducir sesgos en los registros. Por ejemplo, las personas participantes podrían haber tenido una mayor probabilidad de registrar nidos descubiertos y/o construidos sobre sustratos artificiales. Del mismo modo, algunos rasgos del nido podrían verse influenciados por la fecha en que las personas participantes registraron el nido. Por ejemplo, la cobertura del nido podría registrarse de manera diferente si el nido estuviera ubicado debajo de árboles cuya fenología foliar varía estacionalmente. Si bien estas posibilidades son plausibles, consideramos que no influyeron fuertemente en nuestros resultados, dado que la cobertura del nido puede depender tanto

de estructuras naturales como artificiales y los modelos que analizaron este rasgo mostraron efectos robustos. Para distinguir entre verdaderas preferencias por determinadas características del sitio de nidificación y posibles sesgos de muestreo, futuros estudios podrían emplear diseños estructurados basados en muestras aleatorias o aleatorias estratificadas.

Las características de los sitios de nidificación del Hornero podrían influir en el éxito reproductivo de otros animales, con amplias implicancias para la dinámica de los ecosistemas. La mayoría de los horneros construye un nido nuevo en cada temporada reproductiva, y los nidos viejos son utilizados por aves, mamíferos e invertebrados que nidifican secundariamente en cavidades (revisado por Montesana et al. 2024). Una revisión de la literatura revela que los nidos de Hornero son utilizados por al menos 29 especies de aves pertenecientes a 13 familias, en su mayoría del orden Passeriformes (Delhey 2018). Nuestros resultados sugieren que el uso generalizado de los nidos de Hornero por otras especies podría deberse a la diversidad de sitios de nidificación que los horneros proporcionan tanto entre como dentro de los distintos contextos ambientales. Del mismo modo, estos sitios de nidificación podrían actuar como trampas ecológicas para algunas especies al afectar negativamente la productividad, la supervivencia de los volantones o de los adultos, la condición corporal de los pichones y/o las tasas de parasitismo de cría (revisado por Reynolds et al. 2019). Estos efectos negativos podrían ocurrir porque las aves passeriformes reproductoras generalmente forrajean cerca de sus nidos, haciendo que las características del sitio de nidificación sean determinantes para la disponibilidad de alimento para los pichones; porque los nidos construidos sobre estructuras de origen antrópico podrían estar disponibles solo de manera temporal; o porque podrían encontrarse en áreas con altos niveles de competencia o parasitismo, entre otros factores. Hasta donde sabemos, ningún estudio ha investigado las implicancias de las características de los sitios de nidificación del Hornero sobre el éxito reproductivo de otras especies de aves, ni si las ventajas o desventajas asociadas con estos nidos varían entre contextos naturales, rurales y urbanos.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a Michaela Hau y Manfred Gahr por su apoyo incondicional durante este proyecto; a Tomás Córdoba por ayudarnos a desarrollar la aplicación para teléfonos inteligentes HORNERO; a Aves Argentinas, Aves Uruguay, Aves Bolivianas y Guyra Paraguay por difundir el proyecto; y al IMPRS for Organismal Biology (Alemania) por el apoyo financiero. También

agradecemos a todas las personas participantes de ciencia ciudadana que contribuyeron con la recolección de datos (ver Material Suplementario) y decidieron no figurar como coautoras de este trabajo, así como a dos revisores anónimos y al Editor Asociado por sus valiosas sugerencias.

CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

Conceptualización: LM y NMA. Metodología: LM y NMA. Software: LM y NMA. Validación: NMA. Análisis formal: LM y NMA. Investigación: LM y NMA. Recursos: LM y NMA. Curación de datos: NMA. Redacción del borrador original: LM. Redacción, revisión y edición: LM y NMA. Visualización: NMA. Supervisión: LM y NMA. Administración del proyecto: LM y NMA. Obtención de financiamiento: LM y NMA.

DECLARACIÓN DE DISPONIBILIDAD DE DATOS

El código y la base de datos están disponibles en Zenodo (Mentesana & Adreani 2026).

MATERIAL SUPLEMENTARIO

Accedé al material suplementario de este artículo, visitando <https://doi.org/10.56178/eh.v41i1.1540>.

REFERENCIAS

- Adreani NM, Valcu M, Scientists C, Mentesana L (2022) Asymmetric architecture is non-random and repeatable in a bird's nests. *Current Biology* 32:R412-R413. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2022.03.075>
- Adreani NM, Morales V, Mentesana L (2025) External structures at the nest site predict nest's asymmetric architecture in mud-building birds. *Ibis*. <https://doi.org/10.1111/ibi.70064>
- Bailey RL, Larson L, Bonter DN (2024) NestWatch: An open-access, long-term data set on avian reproductive success. *Ecology* 105:e4230. <https://doi.org/10.1002/ecs.4230>
- Bates D, Mächler M, Bolker BM, Walker SC (2015) Fitting Linear Mixed-Effects Models using lme4. *Journal of Statistical Software* 67:1-48. <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>
- Becker ME, Weisberg PJ (2014) Synergistic effects of spring temperatures and land cover on nest survival of urban birds. *Condor Ornithological Applications* 117:18-30. <https://doi.org/10.1650/CONDOR-14-1.1>
- Collias NE, Collias EC (1986) *Nest Building and Bird Behavior*. Princeton University Press, Princeton
- Deeming DC, Reynolds SJ (2016) Nests, eggs, and incubation: new ideas about avian reproduction. Oxford: Oxford University Press, United Kingdom
- Delhey K (2018) Nest webs beyond woodpeckers: the ecological role of other nest builders. *Ecology* 99:985-988. <https://doi.org/10.1002/ecs.2108>
- Diniz P, Macedo RH, Webster MS (2019) Duetting correlates with territory quality and reproductive success in a suboscine bird with low extra-pair paternity. *Auk* 136(1):p.uky004. <https://doi.org/10.1093/auk/uky004>
- Fang Y-T, Tuanmu M-N, Hung C-M (2018) Asynchronous evolution of interdependent nest characters across the avian phylogeny. *Nature Communications* 9:1863. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-04265-x>
- Fraga RM (1980) The breeding of Rufous Horneros (*Furnarius rufus*). *Condor* 82:58-68. <https://doi.org/10.2307/1366785>
- Garreta L, Rivas-Ortiz N (2026) Primer registro de depredación de un nido de Hornero (*Furnarius rufus*) por un Carancho (*Caracara plancus*). *Nuestras Aves* 71. <https://doi.org/10.56178/na.v71i.1186>
- Gelman A, Hill J (2007) *Data analysis using regression and multilevel/hierarchical models*. Cambridge University Press, Cambridge
- Gelman A, Yu-Sung S (2015) arm: Data Analysis Using Regression and Multilevel/Hierarchical Models. R package version 1.8-5. [URL: <https://cran.r-project.org/package=arm>]
- Guillette LM, Healy SD (2015) Nest building, the forgotten behaviour. *Current Opinion in Behavioral Sciences* 6:90-96. <https://doi.org/10.1016/j.cobeha.2015.10.009>
- Hansell MH (2000) *Bird nests and construction behaviour*. Cambridge University Press, Cambridge
- Hansell MH (2005) *Animal architecture*. Oxford University Press, Oxford
- Hartig F (2024) DHARMA: Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level / Mixed) Regression Models. R package version 0.4.7. [URL: <http://florianhartig.github.io/DHARMA>]
- Healy SD, Tello-Ramos MC, Hébert M (2023) Bird nest building: visions for the future. *Philosophical Transactions of the Royal Society B Biological Science* 378(1884):20220157. <https://doi.org/10.1098/rstb.2022.0157>
- INaturalist (2025) [URL: <https://www.inaturalist.org/> (10/10/2025)]
- Indykiewicz P (1991) Nests and nest-sites of the house sparrow *Passer domesticus* (Linnaeus, 1758) in urban, suburban and rural environments. *Acta Zoologica Cracoviensia* 34(2):475-495
- Jara RF, Crego RD, Samuel MD, Rozzi R, Jiménez JE (2020) Nest-site selection and breeding success of passerines in the world's southernmost forests. *PeerJ* 8:e9892. <https://doi.org/10.7717/peerj.9892>
- Korner-Nievergelt F, Roth T, von Felten S, Guélat J,

- Almasi B, Korner-Nievergelt (2015) Bayesian data analysis in ecology using linear models with R, BUGS, and Stan. Academic Press, London
- Loss SR, Li B V, Horn LC, et al (2023) Citizen science to address the global issue of bird–window collisions. *Frontiers in Ecology and the Environment* 21(9):418-427. <https://doi.org/10.1002/fee.2614>
- Mainwaring MC, Hartley IR, Lambrechts MM, Deeming DC (2014) The design and function of birds' nests. *Ecology and Evolution* 4(20):3909-3928. <https://doi.org/10.1002/ece3.1054>
- Mainwaring MC, Barber I, Deeming DC, Pike DA, Roznik EA, Hartley IR (2016) Climate change and nesting behaviour in vertebrates : a review of the ecological threats and potential for adaptive responses. *Biological Reviews* 92(4):1991-2002. <https://doi.org/10.1111/brv.12317>
- Mainwaring MC (2017) Causes and consequences of intraspecific variation in nesting behaviors: insights from blue tits and great tits. *Frontiers in Ecology and Evolution* 5:39. <https://doi.org/10.3389/fevo.2017.00039>
- Mainwaring MC, Medina I, Tobalske BW, Hartley IR, Varricchio DJ, Hauber ME (2023) The evolution of nest site use and nest architecture in modern birds and their ancestors. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Science* 378:20220143. <https://doi.org/10.1098/rstb.2022.0143>
- Martin TE, Boyce AJ, Fierro-Calderón K, Mitchell AE, Armstad CE, Mouton JC, Bin Soudi EE (2017) Enclosed nests may provide greater thermal than nest predation benefits compared with open nests across latitudes. *Functional Ecology* 31(6):1231-1240. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12819>
- Mason P (1985) The Nesting Biology of Some Passerines of Buenos Aires, Argentina. *Ornithological Monographs* 36:954-972. <https://doi.org/10.2307/40168328>
- Massoni V, Reboreda JC, López GC, Aldatz MF (2012) High coordination| and equitable parental effort in the Rufous Hornero. *Condor* 114(3):564-570. <https://doi.org/10.1525/cond.2012.110135>
- Mentesana L, Moiron M, Guedes E, Cavalli E, Tassino B, Adreani NM (2020) Defending as a unit: sex- and context-specific territorial defence in a duetting bird. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 74:1–11. <https://doi.org/10.1007/s00265-020-02891-4>
- Mentesana L, Amador A, Amorim P, Delhey K, Diniz P, Fraga R, Mindlin GB, Reboreda JC, Schaaf A, Tassino B, Adreani NM (2024) Biology of the Rufous Hornero, from mechanisms to behavioral ecology: a potential Neotropical model species? *Journal of Field Ornithology* 95(4):2. <https://doi.org/10.5751/jfo-00544-950402>
- Mentesana L, Adreani NM (2026) Data and Code for “Nest-site characteristics of Rufous Hornero (*Furnarius rufus*) across its distribution as reported by citizen scientists”. In Hornero. Zenodo. <https://doi.org/10.5281/zenodo.21100861>
- Perez DM, Manica LT, Medina I (2023) Variation in nest-building behaviour in birds: a multi-species approach. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Science* 378(1884):20220145. <https://doi.org/10.1098/rstb.2022.0145>
- R Core Team (2021) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. [URL: <http://www.R-project.org/>]
- Remsen Jr JV., Bonan Barfull A (2020) Rufous Hornero (*Furnarius rufus*), version 1.0. In: del Hoyo J, Elliott A, Sargatal J, Christie DA, de Juana E (eds). *Birds of the World*. <https://doi.org/10.2173/bow.rufhor2.01>
- Reynolds JS, Ibáñez-Álamo J, Sumasgutner P, Mainwaring MC (2019) Urbanisation and nest building in birds: a review of threats and opportunities. *Journal of Ornithology* 160:841-860. <https://doi.org/10.1007/s10336-019-01657-8>
- Schaaf AA, García CG, Puechagut PB, et al. (2018) Effect of geographical latitude and sun exposure on Rufous Hornero (*Furnarius rufus*) nest orientation. *Journal of Ornithology* 159:967-974. <https://doi.org/10.1007/s10336-018-1569-5>
- Sheard C, Street SE, Healy SD, et al (2024) Nest traits for the world's birds. *Global Ecology and Biogeography* 33(2):206–214. <https://doi.org/10.1111/geb.13783>
- Sullivan BL, Wood CL, Iliff MJ, Bonney RE, Fink D, Kelling S (2009) eBird: a citizen-based bird observation network in the biological sciences. *Biological Conservation* 142(10):2282-2292
- Vincze E, Seress G, Lagisz M, Nakagawa S, Dingemanse NJ, Sprau (2017) Does urbanization affect predation of bird nests? A meta-analysis. *Frontiers in Ecology and Evolution* 5:29. <https://doi.org/10.3389/fevo.2017.00029>
- Wang Y, Chen S, Jiang P, Ding P (2008) Black-billed Magpies (*Pica pica*) adjust nest characteristics to adapt to urbanization in Hangzhou, China. *Canadian Journal of Zoology* 86(7):676-684. <https://doi.org/10.1139/Z08-045>
- WikiAves (2026) João-de-barro (*Furnarius rufus*). [URL: <https://www.wikiaves.com.br/wiki/joao-de-barro>] (10/10/2025)
- Winkler DW, Billerman SM, Lovette IJ (2020) Ovenbirds and Woodcreepers (*Furnariidae*), version 1.0. In: Billerman SM, Keeney BK, Rodewald PG, Schulenberg TS (eds). *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca. <https://doi.org/10.2173/bow.furnar2.01>

LA AVIFAUNA EN LOS DISTINTOS COMPONENTES DEL PAISAJE DEL ARROYO SALADILLO, SUR DE LA PROVINCIA DE SANTA FE, ARGENTINA

Cristian J. Alesio¹, Daniel A. Paiz¹, Julia Gastaud^{1,2}, Eduardo P. Spiaggi¹ & Pablo G. Rimoldi¹

¹Cátedra de Biología y Ecología, Facultad de Ciencias Veterinarias, Universidad Nacional de Rosario (UNR)

²Cátedra de Climatología agrícola, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Rosario (UNR)

*cjalesio@gmail.com

RESUMEN: En este trabajo estimamos y comparamos patrones de biodiversidad de la avifauna en las distintas unidades del paisaje que conforman la zona media de la cuenca del arroyo Saladillo ubicado en la provincia de Santa Fe, Argentina. Encontramos que la riqueza, abundancia y diversidad fue mayor en el corredor que en el resto de las unidades del paisaje, siendo la matriz simplificada la que presentó valores más bajos. La matriz con bajo grado de simplificación y los parches presentaron valores similares en los parámetros estudiados. Además, analizamos la abundancia, riqueza y diversidad de la avifauna en diferentes estaciones del año y su relación con las unidades del paisaje en estudio. Observamos que la riqueza, abundancia y diversidad de aves silvestres fueron significativamente mayores durante la primavera y el verano en comparación con otras estaciones, siendo las áreas con matrices simplificadas quienes registraron los valores más bajos en estos indicadores. Los corredores biológicos como los parches mostraron una variabilidad estacional similar. La matriz con bajo grado de simplificación presentó patrones de variabilidad estacional que se asemejan a los observados en los parches. Estos resultados resaltan la importancia de los corredores biológicos y relictos con alta diversidad de especies leñosas, que actúan como islas de biodiversidad. Además, es importante considerar el rol que cumplen los campos productivos con bajo grado de simplificación como hábitats clave para la conservación de aves silvestres. Consideramos que es fundamental rescatar este tipo de producciones en la región y alentar a la implementación de sistemas productivos diversificados ya que cumplen un rol fundamental para la conservación de la fauna silvestre en la región.

PALABRAS CLAVE: *aves, biodiversidad, ecología de paisaje, región pampeana*

La diversidad de especies es un tema central tanto en ecología de comunidades como en biología de la conservación (Villarreal et al. 2004). Su estudio ha adquirido mayor relevancia en los últimos años debido a las modificaciones que generan las actividades humanas (Sala et al. 2000, Wilson et al. 2016).

En la región pampeana, la expansión agrícola y el crecimiento poblacional constituyen factores determinantes en la transformación de los ambientes (Brown et al. 2006). La intensificación de la agricultura se expresó principalmente mediante la expansión del doble cultivo trigo-soja, la generalización

de la siembra directa y la incorporación de cultivos transgénicos (Aizen et al. 2009). Estos procesos redujeron drásticamente los ambientes naturales y alteraron la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas, derivando en su fragmentación (Rimoldi & Chimento 2018). En consecuencia, los paisajes se han vuelto cada vez más homogéneos, situación señalada como una de las principales causas de la declinación de numerosos grupos de vertebrados en agroecosistemas templados (Benton et al. 2003).

En este escenario, la fauna silvestre enfrenta amenazas crecientes debido a la pérdida y fragmentación

de hábitats (IUCN 2008). La sensibilidad de las especies a estas alteraciones depende de sus requerimientos de espacio, dieta y comportamiento frente a los cambios en el paisaje (Biasatti & Rimoldi 2022). Entre los grupos más afectados, las aves se destacan por su capacidad de responder rápidamente a las modificaciones ambientales, tanto a escala regional como local, desplazándose ante la variación de recursos o abandonando áreas donde estos dejan de estar disponibles (Robinson et al. 2004, Guidetti 2020). Sin embargo, tales respuestas son diferenciales según la especie o el conjunto de especies involucradas, lo que las convierte en indicadores valiosos para comprender el estado de los ecosistemas (Whelan et al. 2008, Wenny et al. 2011, Zufiaurre et al. 2016).

Además de su rol como bioindicadores (BirdLife International 2022), las aves cumplen funciones clave en los ecosistemas, con efectos directos en el bienestar humano, tales como la polinización (Murphy & Kelly 2001), la regulación de poblaciones de invertebrados (Mols & Visser 2002), el control natural de roedores (Rimoldi & Curti 2021) y la dispersión de semillas (Guidetti 2020).

A nivel del paisaje, la distribución, abundancia y composición de las comunidades de aves están estrechamente ligadas a los patrones de uso del suelo, que determinan la disponibilidad y calidad de los hábitats (Allen & O'Connor 2000, Heikkinen et al. 2004, La Sorte 2006, Codesido & Busch 2010). Así, la degradación ambiental puede evaluarse a partir de cambios en la densidad, abundancia y distribución de las poblaciones en los distintos ambientes resultantes de los patrones de uso del suelo (Temple & Wiens 1989).

Los impactos de la agricultura intensiva no se limitan a la pérdida de hábitat: el uso intensivo de pesticidas y agroquímicos afecta a especies beneficiosas, reduciendo la biodiversidad y debilitando servicios ecosistémicos esenciales (Krüger 2013). No obstante, ciertos agroecosistemas bien gestionados pueden conservar una parte considerable de la biodiversidad original (Mermoz et al. 2016).

Tanto las variaciones estacionales como las modificaciones antrópicas del uso del suelo afectan la dinámica de las comunidades de aves. Los cambios estacionales en clima y disponibilidad de recursos alimenticios influyen en el uso del hábitat, provocando fluctuaciones en riqueza, abundancia y composición (Codesido et al. 2004, López de Casenave et al. 2008, Evans et al. 2013). Sin embargo, las transformaciones generadas por modificaciones rápidas y extensas en el uso del suelo suelen ser aún más notorias, ya que

afectan tanto la distribución como la abundancia relativa de las especies en diferentes hábitats, además de alterar los recursos disponibles para distintos grupos funcionales (Zanette et al. 2000, Silva 2003).

En este contexto, el objetivo de este trabajo fue comparar los ensambles de aves entre los diferentes componentes del paisaje presentes en la cuenca media del arroyo Saladillo (sur de la provincia de Santa Fe, Argentina). Específicamente, evaluamos las diferencias en riqueza, abundancia y diversidad. Adicionalmente, evaluamos si los patrones espaciales observados (i.e., la jerarquía entre unidades de paisaje) se mantienen consistentes a lo largo de las estaciones del año, determinando si la unidad con mayor y menor diversidad varía estacionalmente o permanece constante.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La cuenca del arroyo Saladillo se sitúa entre los paralelos 32°55'S y 33°30'S y los meridianos 60°35'O y 61°55'O (sur de la provincia de Santa Fe, Argentina), ocupando parte de los departamentos Rosario, San Lorenzo, Caseros, Constitución y General López (Fig. 1). Posee aproximadamente 3144 km² de extensión y su elevación varía entre 115.5 m.s.n.m. y 18.5 m.s.n.m. El curso principal se encuentra en dirección O-SO a E-NE, descargando sus aguas en el río Paraná. La red hídrica presenta diversos cauces permanentes naturales y artificiales. El cauce principal es el arroyo Saladillo, al que confluyen otros cauces secundarios como arroyo Candelaria, canal Sanford-Arequito, arroyo Pueblo Álvarez, arroyo La Adela-La Esperanza y canal Bombal, entre los más importantes. La precipitación media anual es de 1000 mm, distribuida a lo largo del año con valores importantes entre octubre y abril. La cuenca media se encuentra ubicada entre los 33°30' y los 33° de latitud sur y los 61°30' y 61° de longitud oeste.

En la gran mayoría de la parte alta y media de la cuenca encontramos suelos bien drenados, de permeabilidad moderada a moderadamente lenta, no susceptibles a anegamiento y aptos para la agricultura; asimismo, en otros sectores de la cuenca alta y en los valles de inundación de los cursos de agua encontramos suelos con drenaje imperfecto que generan problemas de anegamiento (Mendez Zacarías & Zimmermann 2011).

Unidades de paisaje

En términos generales, en el área de estudio diferenciamos tres componentes del paisaje: la matriz,

que se caracteriza por su continuidad, regularidad, homogeneidad y, principalmente, por dominar el paisaje por su mayor área en relación con los otros componentes; los parches, que son superficies poligonales o circulares irregulares que caracterizan superficies menores y circunscriptas dentro de la matriz; y los corredores, que se caracterizan por la importante función que cumplen en el territorio al facilitar la conectividad entre todas las unidades del paisaje y por presentar una forma alargada en la que una dimensión (el largo) predomina sobre otra (el ancho).

Sobre la base de esta definición, establecimos cuatro unidades de paisaje:

1) Matriz de alta simplificación (M1): se caracteriza por su uso para el doble cultivo anual trigo/soja, uso que ha reemplazado las antiguas rotaciones agroganaderas. Predomina la soja transgénica resistente a glifosato, lo que ha favorecido la adopción de la siembra directa en detrimento de prácticas más tradicionales.

2) Matriz de baja simplificación (M2): incluye predios donde coexisten varios sistemas productivos, generalmente agrícolas-ganaderos, que pueden o no

incorporar prácticas agroecológicas, presentando por tanto mayor heterogeneidad en la vegetación debido a la presencia de pasturas implantadas o naturales y sectores con árboles exóticos o nativos que se mantienen porque brindan sombra y cumplen un rol funcional para el ganado.

3) Parches (P): conformados principalmente por especies arbóreas introducidas vinculadas a antiguos cascos de estancia como *Eucalyptus* sp., *Melia azedarach* y *Ligustrum* sp., aunque aún persisten en baja frecuencia ejemplares de especies autóctonas como Ceibo (*Erythrina crista-galli*), Ombú (*Phytolacca dioica*), Tala (*Celtis tala*) y Algarrobo Blanco (*Prosopis alba*).

4) Corredor (C): determinado por el curso del arroyo Saladillo como eje. Su extensión depende de la conjunción de varios factores ambientales, principalmente la topografía, que frecuentemente opera como un limitante para la actividad agropecuaria (irregularidades como ondulaciones del terreno, hondonadas, lomadas, etc.) y en consecuencia permite el mantenimiento de ambientes naturales o seminaturales tales como bosques, arbustales y pastizales.

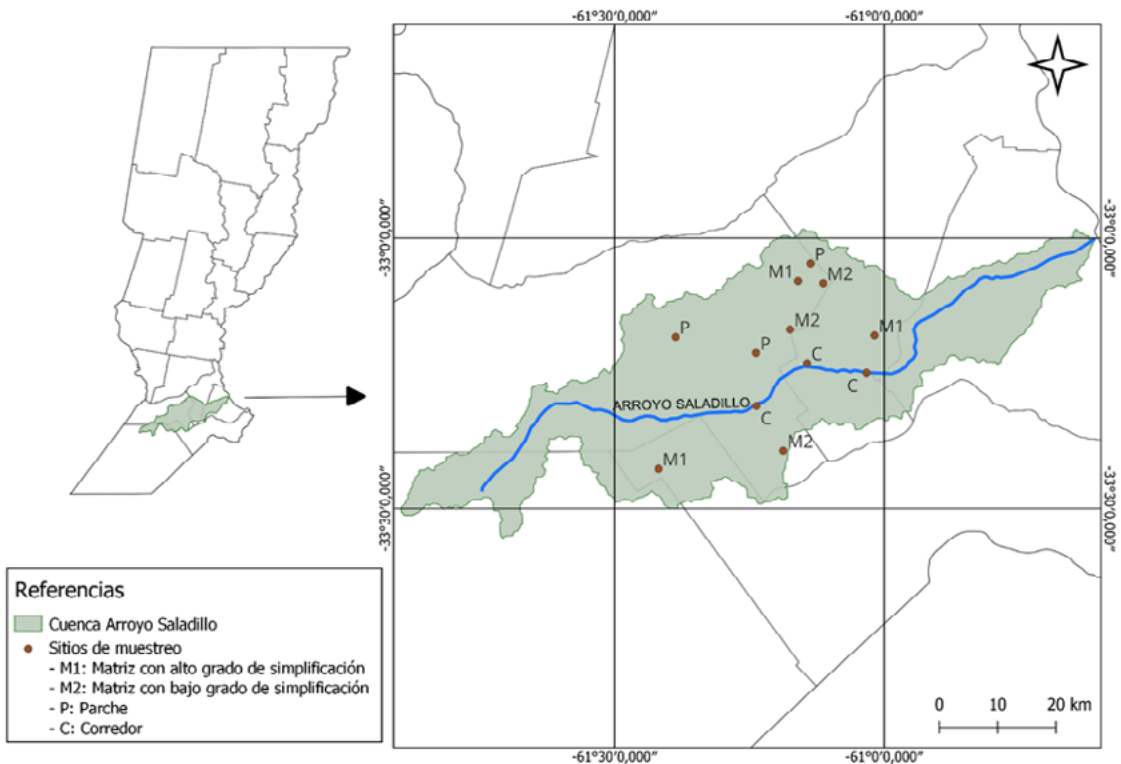


Figura 1. Delimitación del área de estudio en la cuenca media de Arroyo Saladillo, sur de la provincia de Santa Fe, Argentina. Cada punto representa un sitio de muestreo. Referencias: C (Corredor); M2 (Matriz con bajo grado de simplificación); M1 (Matriz con alto grado de simplificación); P (Parche).

Muestreos

Establecimos tres sitios de muestreo para cada una de las cuatro unidades de paisaje definidas (12 sitios de muestreo en total; Fig. 1). Estos sitios fueron ubicados con el objetivo de representar todas las unidades de paisaje y de obtener una buena representación de la extensión total de la cuenca media del arroyo Saladillo. En cada sitio de muestreo establecimos tres transectas de 500 m de longitud separadas por una distancia de 100 m. En cada transecta establecimos cinco puntos de conteo de radio fijo (50 m), con 15 min de duración y separados por 100 m (Ralph et al. 1996). Registramos todas las aves detectadas dentro del radio, independientemente de su altura. Incluimos las aves en vuelo que realizaban un uso activo del espacio (caza, forrajeo, desplazamiento entre árboles).

Realizamos los conteos en cada punto dos veces por estación, durante dos años consecutivos (2021-2022): una vez por la mañana (a partir de 20 min después del amanecer y hasta 4 horas después) y una vez por la tarde (cercano al atardecer), según Villarreal et al. (2004). Los conteos fueron realizados por dos personas utilizando binoculares.

Gremios tróficos

Clasificamos los gremios tróficos de las especies relevadas en base a información sobre la dieta obtenida de Birds of the World (Billerman et al. 2025). Siguiendo a Foncea et al. (2023), clasificamos los gremios en seis categorías según el ítem trófico principal: omnívoros, granívoros, nectarívoros, herbívoros, carnívoros e insectívoros. La categoría 'herbívoros' incluye tanto a los frugívoros como a los folívoros.

Análisis estadísticos

Para caracterizar los ensamblajes cuantificamos la abundancia total (número de individuos registrados), la riqueza específica (número de especies) y la diversidad estimamos la diversidad mediante el índice de Shannon-Wiener (H'). Este índice integra simultáneamente la riqueza y la equitatividad de la comunidad (Moreno 2001, Magurran & McGill 2011), y la expresamos como diversidad verdadera o número efectivo de especies mediante la transformación $D = \exp(H')$ (Jost 2006).

Generamos curvas de rarefacción (riqueza observada, S_{obs}) y curvas de los estimadores no paramétricos de riqueza (Chao 2, Jack 2, Bootstrap e ICE) para cada unidad de paisaje, presentándose en cinco gráficos independientes, cada uno con las cuatro curvas

correspondientes a las unidades de paisaje (Magurran 1988, Colwell & Coddington 1994, Moreno 2001). Utilizamos las curvas de rarefacción para evaluar el esfuerzo de muestreo y su idoneidad para las comparaciones entre unidades de paisaje.

Para comparar la composición de los ensamblajes entre unidades de paisaje utilizamos el índice de Jaccard junto con un análisis de agrupamiento, un análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) y un PERMANOVA. Calculamos el índice de Jaccard a partir de la matriz de presencia-ausencia construida para cada unidad de paisaje mediante la función 'vegdist' del paquete *vegan* 2.7-2 en R versión 4.5.2 (R Core Team 2025), especificando el método 'jaccard' y la estandarización binaria correspondiente. Los valores obtenidos los utilizamos para estimar la similitud pareada entre las unidades de paisaje y para implementar un análisis de agrupamiento jerárquico mediante el método UPGMA (Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Mean).

Implementamos el NMDS sobre una matriz de disimilitud de Bray-Curtis calculada a partir de la matriz de abundancias de las especies. Utilizamos dos dimensiones y 999 permutaciones para evaluar la estabilidad de la solución, y evaluamos la calidad del ajuste mediante el valor de stress. Además, aplicamos un PERMANOVA (con 999 permutaciones) sobre la misma matriz de disimilitud, estimando la proporción de variación explicada por el tipo de unidad de paisaje (R^2) y su significancia (p). Realizamos estos análisis en R versión 4.5.2 (R Core Team 2025). Para los análisis de ordenación y comparación de comunidades utilizamos los paquetes *vegan* 2.7-2 y *permut* 0.9-8. Realizamos las visualizaciones con *ggplot2* 4.0.1 y las transformaciones y manejo de datos con *dplyr* 1.1.4.

Para controlar la dependencia espacial entre observaciones del mismo sitio, complementamos los análisis con modelos lineales generalizados mixtos (GLMM) utilizando la función *glmmTMB* en R (R Core Team 2025). Incluimos el sitio como factor aleatorio (1 | sitio) para dar cuenta de la no independencia de las observaciones dentro de cada unidad espacial. Los factores fijos fueron la unidad de paisaje (C, P, M1, M2), la estación (invierno, otoño, primavera, verano) y el año (2021, 2022), así como las interacciones de dos vías 'unidad paisaje' con 'estacion', y 'unidad paisaje' con 'año'.

Para la abundancia, los modelos con distribución de Poisson y binomial negativa presentaron problemas de ajuste y convergencia, por lo que optamos por modelar la variable transformada mediante logaritmo

natural (log(abundancia + 1)) bajo una distribución normal (family = gaussian), lo que permitió cumplir los supuestos del modelo. Para la riqueza utilizamos una distribución de Poisson (family = poisson) y para el índice de Shannon (H') una distribución normal (family = gaussian).

La significancia de los términos fijos y sus interacciones se evaluó mediante la función *drop1()* con prueba de Chi-cuadrado. Cuando las interacciones resultaron significativas, realizamos comparaciones post-hoc entre unidades de paisaje dentro de cada estación utilizando el paquete *emmeans* con ajuste de Tukey.

Evaluamos la adecuación de los modelos mediante simulación de residuos utilizando el paquete *DHARMA*, no detectándose desviaciones relevantes de los supuestos en ninguno de los modelos.

Evaluamos la asociación de gremios tróficos con unidades de paisaje mediante un análisis de especies indicadoras utilizando la función *multipatt* del paquete *indicspecies* (v1.7.14). Empleamos el estadístico IndVal.g sobre una matriz de presencia/ausencia de gremios por unidad de paisaje, con 999 permutaciones para establecer la significancia ($\alpha = 0.05$).

RESULTADOS

Registramos un total de 25,302 aves (en adelante, registros) pertenecientes a 110 especies, 39 familias y 17 órdenes. El orden mejor representado fue el de los Passeriformes, con 18 familias y 62 especies, que constituye el 56.3% de la ornitofauna registrada en este estudio (Tabla 1).

Tabla 1. Especies de aves relevadas en la cuenca media del arroyo según registro de presencia por sitio de muestreo. Donde la X marca presencia y 0 ausencia.

Nombre científico	Nombre común	Sitios de muestreos			
		C	P	M1	M2
Familia: Tinamidae					
<i>Nothura maculosa</i>	Inambú Campestre	X	X	X	X
Famalia: Anatidae					
<i>Cygnus melancoryphus</i>	Cisne Cuello Negro	X	0	0	0
<i>Callonetta leucophrys</i>	Pato de Collar	X	0	0	0
<i>Amazonetta brasiliensis</i>	Pato Cutirí	X	0	X	0
<i>Spatula versicolor</i>	Pato Capuchino	X	0	0	0
<i>Anas georgica</i>	Pato Maicero	X	0	0	0
<i>Anas flavirostris</i>	Pato Barcino	X	0	0	0
Familia: Columbidae					
<i>Columba livia</i>	Paloma Casera	X	X	X	X
<i>Patagioenas picazuro</i>	Paloma Picazuro	X	X	X	X
<i>Patagioenas maculosa</i>	Paloma Ala Manchada	X	X	X	0
<i>Zenaida auriculata</i>	Torcaza	X	X	X	X
<i>Columbina picui</i>	Torcacita Picuí	X	X	X	X
Familia: Cuculidae					
<i>Guira guira</i>	Pirincho	X	X	X	X
Familia: Ciconiidae					
<i>Mycteria americana</i>	Tuyuyú	X	0	0	0
<i>Ciconia maguari</i>	Cigüeña Americana	X	0	0	0

Nombre científico	Nombre común	Sitios de muestreos			
		C	P	M1	M2
Familia: Rallidae					
<i>Fulica rufifrons</i>	Gallareta Escudete Rojo	X	0	0	0
Familia: Threskiornithidae					
<i>Plegadis chihi</i>	Cuervillo de Cañada	X	0	0	0
Familia: Ardeidae					
<i>Nycticorax nycticorax</i>	Garza Bruja	X	0	0	0
<i>Ardea cocoi</i>	Garza Mora	X	0	0	0
<i>Syrigma sibilatrix</i>	Chiflón	X	X	X	X
<i>Egretta thula</i>	Garcita Blanca	X	X	0	0
<i>Butorides striata</i>	Garcita Azulada	X	0	0	0
<i>Ardea ibis</i>	Garcita Bueyera	X	0	0	0
Familia: Phalacrocoracidae					
<i>Nannopterum brasilianum</i>	Biguá	X	0	0	0
Familia: Recurvirostridae					
<i>Himantopus mexicanus</i>	Tero Real	X	0	0	0
Familia: Charadriidae					
<i>Vanellus chilensis</i>	Tero	X	X	X	X
Familia: Scolopacidae					
<i>Tringa solitaria</i>	Pitotoy Solitario	X	0	0	0
<i>Tringa flavipes</i>	Pitotoy Chico	X	0	0	0
<i>Tringa melanoleuca</i>	Pitotoy Grande	X	0	0	0
Familia: Tytonidae					
<i>Tyto furcata</i>	Lechuza de Campanario	0	X	X	0
Familia: Strigidae					
<i>Athene cunicularia</i>	Lechucita Vizcachera	X	X	X	0
<i>Megascops choliba</i>	Alilicucú Común	X	0	X	0
Familia: Accipitridae					
<i>Elanus leucurus</i>	Milano Blanco	X	X	X	0
<i>Rupornis magnirostris</i>	Taguató	X	X	X	X
<i>Parabuteo unicinctus</i>	Gavilán Mixto	0	X	0	0
Familia: Alcedinidae					
<i>Chloroceryle amazona</i>	Martín Pescador Mediano	X	0	0	0
<i>Chloroceryle americana</i>	Martín Pescador Chico	X	0	0	0
Familia: Picidae					
<i>Colaptes melanochloros</i>	Carpintero Real	X	X	X	0
<i>Melanerpes candidus</i>	Carpintero Blanco	0	X	0	0

Nombre científico	Nombre común	Sitios de muestreos			
		C	P	M1	M2
<i>Colaptes campestris</i>	Carpintero Campestre	X	X	X	0
Familia: Falconidae					
<i>Caracara plancus</i>	Carancho	X	X	X	0
<i>Daptrius chimango</i>	Chimango	X	X	X	X
<i>Falco sparverius</i>	Halconcito Colorado	X	X	X	X
<i>Falco femoralis</i>	Halcón Plomizo	X	X	X	0
Familia: Psittacidae					
<i>Myiopsitta monachus</i>	Cotorra	X	X	X	X
Familia: Caprimulgidae					
<i>Systellura longirostris</i>	Atajacaminos Ñañarca	0	X	0	0
Familia: Trochilidae					
<i>Hylocharis chrysura</i>	Picaflor Bronceado	0	X	0	0
<i>Chlorostilbon lucidus</i>	Piclaflor Verde	X	X	X	0
Familia: Thamnophilidae					
<i>Taraba major</i>	Chororó	X	X	0	0
Familia: Furnariidae					
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	Chincheró Chico	0	X	0	0
<i>Furnarius rufus</i>	Hornero	X	X	X	X
<i>Cinclodes fuscus</i>	Remolinera Parda	X	0	0	0
<i>Phacellodomus sibilatrix</i>	Espinero Chico	X	X	0	0
<i>Phacellodomus striaticollis</i>	Espinero Pecho Manchado	X	0	0	0
<i>Anumbius annumbi</i>	Leñatero	X	0	0	0
<i>Schoeniophylax phryganophilus</i>	Chotoy	X	0	X	0
<i>Synallaxis albescent</i>	Pijuí Cola Parda	0	0	X	0
<i>Synallaxis frontalis</i>	Pijuí Frente Gris	X	X	0	0
Familia: Tyrannidae					
<i>Serpophaga nigricans</i>	Piojito Gris	X	X	0	0
<i>Serpophaga suberistata</i>	Piojito Tiquitiqui	X	X	X	0
<i>Serpophaga griseicapilla</i>	Piojito Trinador	0	0	X	0
<i>Elaenia parvirostris</i>	Fiofio Pico Corto	0	X	0	0
<i>Pitangus sulphuratus</i>	Benteveo	X	X	X	X
<i>Machetornis rixosa</i>	Picabuey	X	X	X	0
<i>Myiodynastes maculatus</i>	Benteveo Rayado	X	X	0	0
<i>Tyrannus melancholicus</i>	Suirirí Real	X	0	X	0
<i>Tyrannus savana</i>	Tijereta	X	X	X	0
<i>Pyrocephalus rubinus</i>	Churrinche	X	X	0	0

Nombre científico	Nombre común	Sitios de muestreos			
		C	P	M1	M2
<i>Lessonia rufa</i>	Sobrepuesto Austral	X	0	X	0
<i>Hymenops perspicillatus</i>	Pico de Plata	X	0	0	0
<i>Knipolegus aterrimus</i>	Viudita Trinadora	0	X	X	0
<i>Xolmis coronatus</i>	Monjita Coronada	X	0	X	0
<i>Xolmis irupero</i>	Monjita Blanca	X	0	0	0
<i>Myiophobus fasciatus</i>	Mosqueta Estriada	X	X	0	0
<i>Myiarchus swainsoni</i>	Burlisto Pico Canela	X	0	0	0
Familia: Vireonidae					
<i>Vireo chivi</i>	Chiví-chiví	0	X	0	0
Familia: Hirundinidae					
<i>Tachycineta leucorrhoa</i>	Golondrina Ceja Blanca	X	0	X	X
<i>Progne tapera</i>	Golondrina Parda	X	X	X	0
<i>Progne chalybea</i>	Golondrina Doméstica	0	0	X	0
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	Golondrina Barranquera	0	X	X	0
Familia: Polioptilidae					
<i>Polioptila dumicola</i>	Tacuarita Azul	X	X	X	0
Familia: Troglodytidae					
<i>Troglodytes musculus</i>	Ratona	X	X	X	X
Familia: Mimidae					
<i>Mimus saturninus</i>	Calandria Grande	X	X	X	X
<i>Mimus triurus</i>	Calandria Real	X	X	X	0
Familia: Turdidae					
<i>Turdus rufiventris</i>	Zorzal Colorado	X	X	X	0
<i>Turdus amaurochalinus</i>	Zorzal Chalchalero	X	X	X	0
Familia: Passeridae					
<i>Passer domesticus</i>	Gorrión	X	X	X	X
Familia: Motacillidae					
<i>Anthus fuscatus</i>	Cachirla Uña Corta	X	0	0	0
Familia: Fringillidae					
<i>Spinus magellanicus</i>	Cabecitanegra	X	X	X	0
Familia: Passerellidae					
<i>Ammodramus humeralis</i>	Cachilo Ceja Amarilla	0	0	X	X
<i>Zonotrichia capensis</i>	Chingolo	X	X	X	X
Familia: Icteridae					
<i>Leistes superciliaris</i>	Pecho Colorado	X	X	0	X
<i>Molothrus rufoaxillaris</i>	Tordo Pico Corto	X	X	X	X

Nombre científico	Nombre común	Sitios de muestreos			
		C	P	M1	M2
<i>Molothrus bonariensis</i>	Tordo Renegrido	X	X	X	X
<i>Agelaioides badius</i>	Tordo Músico	X	X	X	X
<i>Chrysomus ruficapillus</i>	Varillero Congo	X	0	0	0
Familia: Parulidae					
<i>Geothlypis velata</i>	Arañero Cara Negra	0	X	X	0
<i>Setophaga pitaiyumi</i>	Pitaiyumi	X	X	X	0
Familia: Cardinalinae					
<i>Piranga flava</i>	Fueguero	0	X	0	0
Familia: Thraupidae					
<i>Embernagra platensis</i>	Verdón	X	0	X	0
<i>Saltatricula multicolor</i>	Pepitero Chico	X	0	0	0
<i>Coryphospingus cucullatus</i>	Brasita de Fuego	0	X	0	0
<i>Rauenia bonariensis</i>	Naranjero	0	X	X	0
<i>Sporophila caeruleascens</i>	Corbatita	X	X	X	0
<i>Microspingus melanoleucus</i>	Monterita Cabeza Negra	X	X	0	0
<i>Sicalis flaveola</i>	Jilguero Dorado	X	X	X	X
<i>Sicalis luteola</i>	Misto	X	X	X	X
<i>Paroaria coronata</i>	Cardenal Copete Rojo	X	X	X	0
<i>Paroaria capitata</i>	Cardenilla	X	0	0	0
Familia: Sturnidae					
<i>Sturnus vulgaris</i>	Estornino Pinto	X	X	X	X

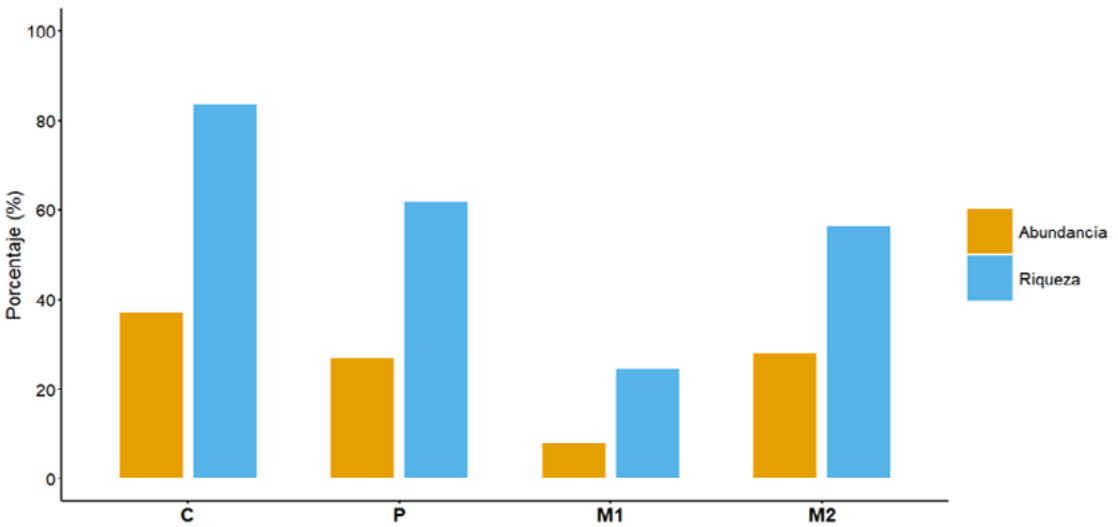


Figura 2. Distribución porcentual de abundancia y riqueza de especies de aves por ambiente relevado en la cuenca media del arroyo Saladillo, sur de la provincia de Santa Fe, Argentina. Referencias: C (Corredor); M2 (Matriz con bajo grado de simplificación); M1 (Matriz con alto grado de simplificación); P (Parche).

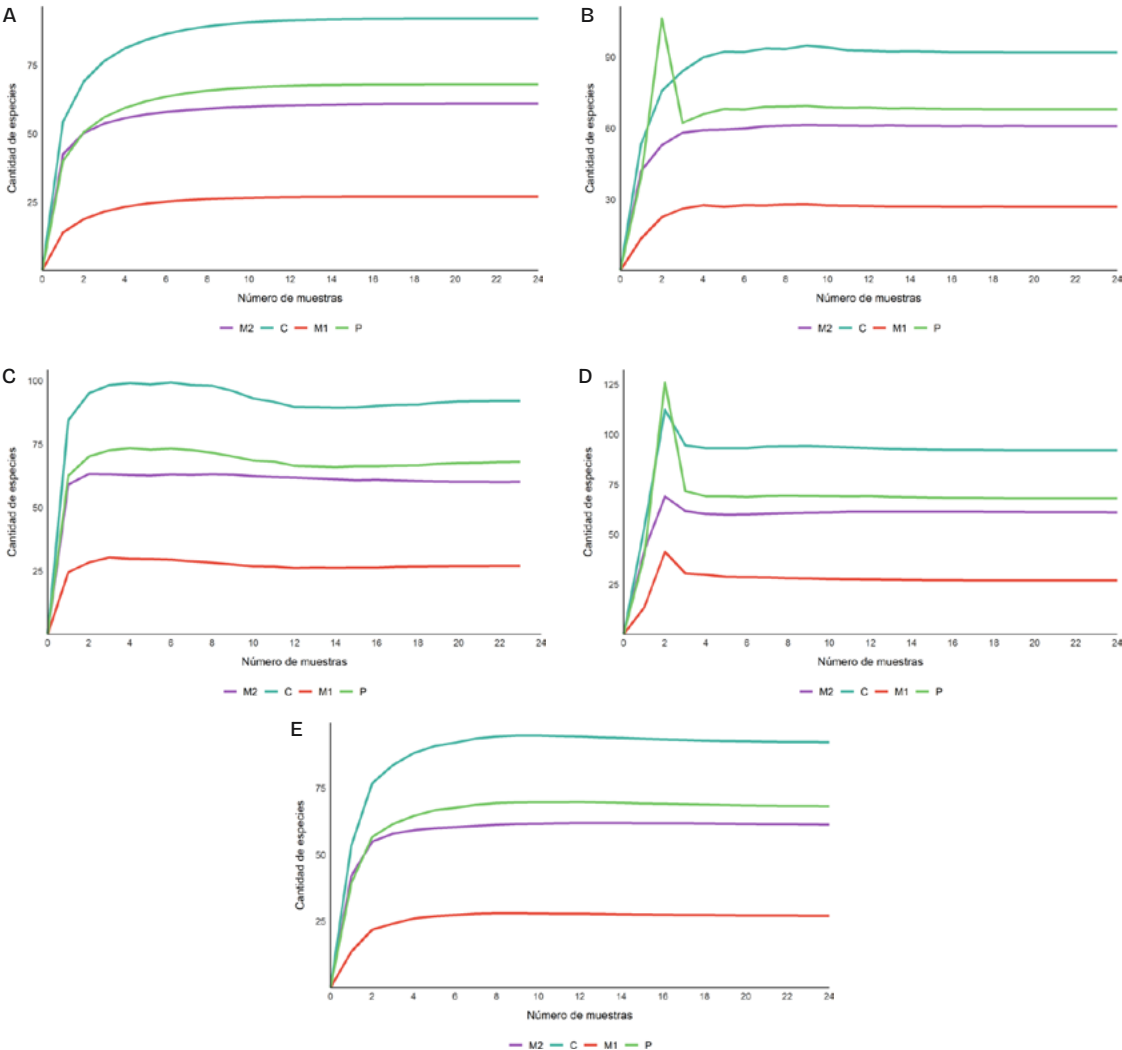


Figura 3. Curvas de acumulación de especies (S obs) y curvas de los estimadores no paramétricos de riqueza para las cuatro unidades de paisaje en la cuenca media del arroyo Saladillo, sur de la provincia de Santa Fe, Argentina. (A) Riqueza observada (S obs), (B) ICE, (C) Chao 2, (D) Jack 2 y (E) Bootstrap. En cada panel se muestran las curvas correspondientes a las cuatro unidades de paisaje: corredor (C), parches (P), matriz de alta simplificación (M1) y matriz de baja simplificación (M2).

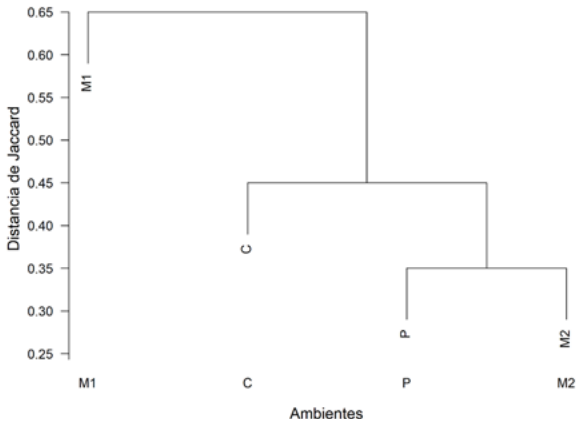


Figura 4. Dendrograma jerárquico de similitudes de la composición de aves según el índice de Jaccard para cada sitio de muestreo en la cuenca media del arroyo Saladillo, sur de la provincia de Santa Fe, Argentina. Referencias: C (Corredor); M2 (Matriz con bajo grado de simplificación); M1 (Matriz con alto grado de simplificación); P (Parche).

En cuanto a los gremios tróficos, el 52% de las especies pertenecen al grupo de las aves que se alimentan principalmente de invertebrados, seguidas por las omnívoras (14%), las carnívoras (11%), las herbívoras y granívoras (9% en ambos casos), y las frugívoras y nectarívoras (2% en ambos casos).

Comparación de la estructura de los ensambles de aves entre unidades de paisaje

En el corredor obtuvimos 9386 registros (37% del total) y una riqueza de 92 especies (83.6% de las especies relevadas). En la matriz de alta simplificación (M1) obtuvimos 1994 registros (7.8%) y 27 especies (24.5%). En la matriz de baja simplificación (M2) obtuvimos 7126 registros (28.1%) y 62 especies (56.3%). Finalmente, en los parches obtuvimos 6798 registros (26.8%) y 68 especies (61.8%; Fig. 2).

En base al comportamiento de los estimadores de riqueza para cada una de las unidades de paisaje, parece improbable obtener un mayor número de especies que las registradas, aunque se aumente el esfuerzo de muestreo, ya que las curvas de acumulación de especies tendieron a estabilizarse (Fig. 3).

Para facilitar la interpretación ecológica de los valores de diversidad, calculamos la diversidad verdadera ($D = \exp(H')$). Los valores obtenidos fueron: $C = 55.780$; $P = 38.910$; $M1 = 15.880$; y $M2 = 28.820$, lo que indica que el corredor alberga el mayor número efectivo de especies, mientras que M1 mantiene la menor diversidad efectiva.

Comparación de la composición específica de los ensambles entre unidades de paisaje

El coeficiente de similitud de Jaccard evidenció una baja similitud en la composición de especies entre la matriz de alta simplificación (M1) y las restantes unidades de paisaje (corredor, parches y matriz de baja simplificación), con valores de $J = 0.280, 0.360$ y 0.430 respectivamente. Las unidades de paisaje más similares fueron parches (P) y matriz de baja simplificación (M2; $J = 0.620$), unidades que también presentaron un grado de similitud relativamente alto con respecto al corredor (0.510 y 0.520 respectivamente; Fig. 4).

Estos patrones concuerdan con el NMDS, el cual mostró una clara segregación entre las cuatro unidades de paisaje evaluadas, indicando diferencias marcadas en la composición de especies (Fig. 5). Los sitios se agruparon de manera consistente en el espacio de ordenación con respecto a las unidades de paisaje, con el corredor mostrando la mayor diferenciación respecto de la matriz de alta simplificación (M1), mientras que la matriz de baja simplificación (M2) y los parches (P) presentaron composiciones más próximas entre sí. El PERMANOVA confirmó que el tipo de unidad de paisaje explicó una proporción significativa de la variación total observada ($R^2 = 0.545$, $p = 0.001$), evidenciando que cada unidad de paisaje alberga un ensamble de aves distintivo (Fig. 5).

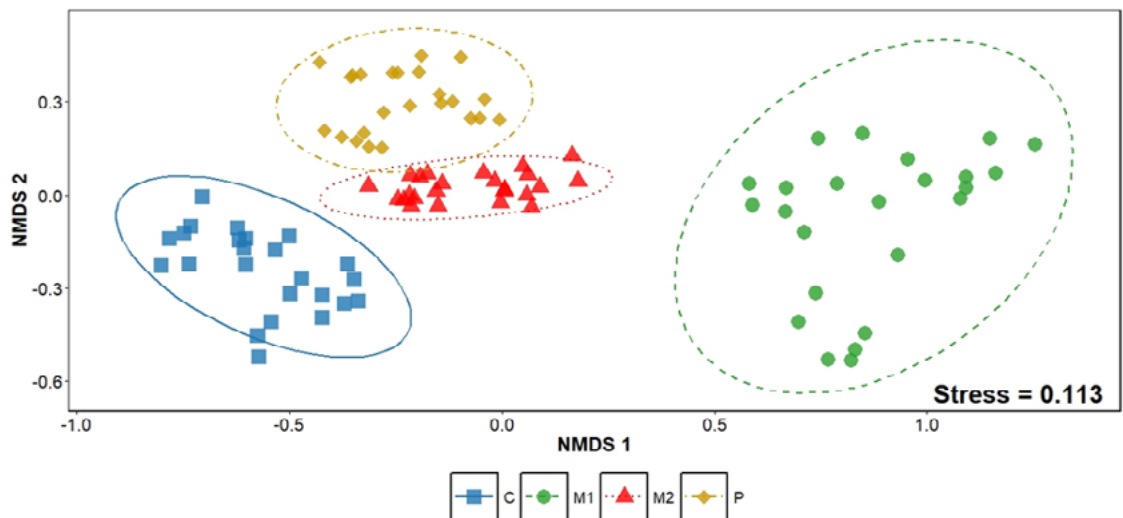


Figura 5. Análisis de ordenación no métrica multidimensional (NMDS) de la composición de especies de aves en cuatro ambientes de la cuenca media del arroyo Saladillo, sur de la provincia de Santa Fe, Argentina. Referencias: C (Corredor); M2 (Matriz con bajo grado de simplificación); M1 (Matriz con alto grado de simplificación); P (Parche).

Comparación de los gremios tróficos entre unidades de paisaje

La distribución de los gremios varió entre las unidades de paisaje (Fig. 6). En el corredor (C), los parches (P) y la matriz de baja simplificación (M2), aproximadamente la mitad de las especies fueron insectívoras. En cambio, en la matriz de alta simplificación (M1) esta proporción descendió al 30%, donde predominaron las especies granívoras (37%). Los omnívoros alcanzaron su mayor porcentaje en M2 (21%), sin diferencias notorias con las demás unidades. Los carnívoros estuvieron más representados en C (12%), seguidos de P y M2 (9% cada uno), mientras que en M1 no registramos ninguna especie de este grupo.

El análisis de especies indicadoras (multipatt) mostró asociaciones estadísticamente significativas de los gremios carnívoros, herbívoros y nectarívoros con unidades de paisaje específicas ($p < 0.000$ en todos los casos). Estos tres gremios se asociaron principalmente con C, M2 y P, y no mostraron asociación con M1. Por el contrario, los gremios omnívoros, granívoros e insectívoros no presentaron afinidad por ninguna unidad en particular, apareciendo de manera amplia en las cuatro unidades de paisaje evaluadas.

Variación estacional de los ensambles de aves entre unidades de paisaje

Los GLMM mostraron una interacción significativa entre unidad de paisaje y estación para las tres variables analizadas (abundancia: $\chi^2 = 92.410$, $gl = 9$, $p < 0.001$; riqueza: $\chi^2 = 17.980$, $gl = 9$, $p = 0.035$; diversidad: $\chi^2 = 92.980$, $gl = 9$, $p < 0.001$).

Las comparaciones post-hoc (Tukey) revelaron un patrón consistente en todas las estaciones (Figs. 7, 8 y 9): el corredor (C) presentó los valores más altos,

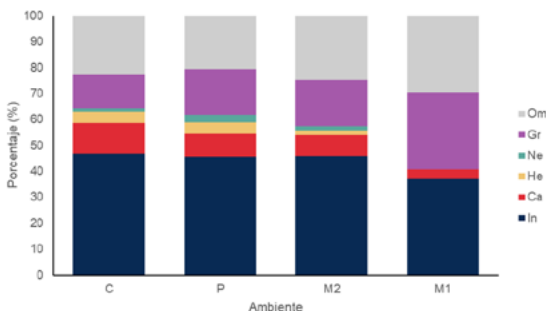


Figura 6. Distribución de los distintos gremios tróficos expresada en porcentajes en cada uno de los ambientes estudiados en la cuenca media del arroyo Saladillo, sur de la provincia de Santa Fe, Argentina. Referencias: Ambientes: C (Corredor); M2 (Matriz con bajo grado de simplificación); M1 (Matriz con alto grado de simplificación); P (Parche). Gremios tróficos: Om (Omnívoros); Gr (Granívoros); Ne (Nectarívoros); He (Herbívoros); Ca (Carnívoros); In (Insectívoros).

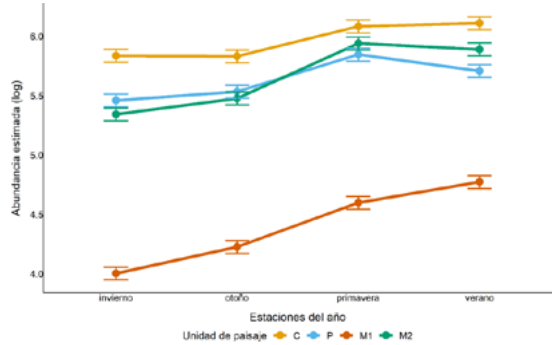


Figura 7. Valores estimados por el modelo lineal generalizado mixto (GLMM) para la abundancia de aves (escala logarítmica) en las cuatro unidades de paisaje (C, P, M1, M2) a lo largo de las estaciones del año, en la cuenca media del arroyo Saladillo, sur de la provincia de Santa Fe, Argentina. Las barras representan intervalos de confianza del 95%. Referencias: Ver (verano); Oto (otoño); Inv (invierno); Prim (primavera); C (Corredor); M2 (Matriz con bajo grado de simplificación); M1 (Matriz con alto grado de simplificación); P (Parche).

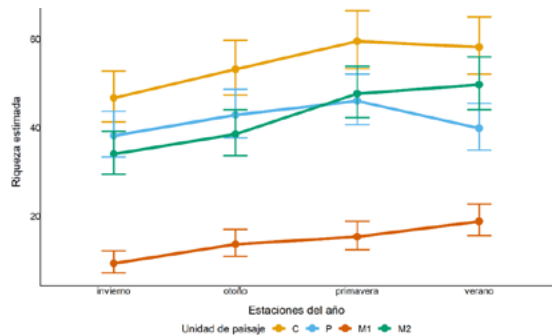


Figura 8. Valores estimados por el modelo lineal generalizado mixto (GLMM) para la riqueza de especies en las cuatro unidades de paisaje (C, P, M1, M2) a lo largo de las estaciones del año, en la cuenca media del arroyo Saladillo, sur de la provincia de Santa Fe, Argentina. Las barras representan intervalos de confianza del 95%. Referencias: Ver (verano); Oto (otoño); Inv (invierno); Prim (primavera); C (Corredor); M2 (Matriz con bajo grado de simplificación); M1 (Matriz con alto grado de simplificación); P (Parche).

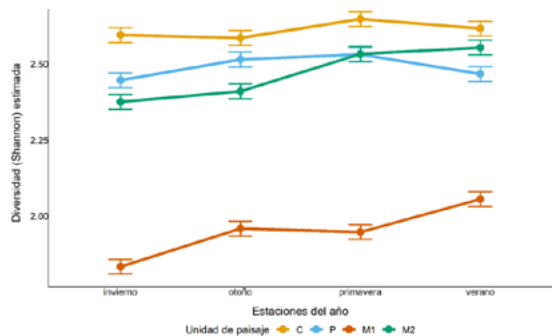


Figura 9. Valores estimados por el modelo lineal generalizado mixto (GLMM) para el índice de diversidad de Shannon-Wiener en las cuatro unidades de paisaje (C, P, M1, M2) a lo largo de las estaciones del año, en la cuenca media del arroyo Saladillo, sur de la provincia de Santa Fe, Argentina. Las barras representan intervalos de confianza del 95%. Referencias: Ver (verano); Oto (otoño); Inv (invierno); Prim (primavera); C (Corredor); M2 (Matriz con bajo grado de simplificación); M1 (Matriz con alto grado de simplificación); P (Parche).

la matriz de alta simplificación (M1) los más bajos, mientras que los parches (P) y la matriz de baja simplificación (M2) exhibieron valores intermedios sin diferencias significativas entre sí en la mayoría de las estaciones, particularmente en primavera (abundancia y diversidad: $p = 0.999$; riqueza: $p = 0.975$).

Este patrón indica que la jerarquía $C > M2 = P > M1$ se mantiene a lo largo del año, aunque la magnitud de las diferencias fluctúa estacionalmente.

La interacción entre unidad de paisaje y año no fue significativa para ninguna de las variables ($p > 0.050$ en todos los casos), lo que indica que los patrones observados se mantuvieron consistentes entre 2021 y 2022.

DISCUSIÓN

Los análisis realizados en la presente investigación ponen de manifiesto y ratifican no solo la importancia y el rol que cumplen parches y corredores biológicos en paisajes altamente antropizados, sino también la posibilidad de que sistemas productivos diversificados permitan incrementar la conectividad entre relictos ecosistémicos de alto valor para la conservación. Los resultados obtenidos sugieren que los sistemas productivos diversificados presentes en la matriz dominante como zonas con bajo grado de simplificación (M2) ofrecen un hábitat más complejo y heterogéneo para la fauna silvestre en comparación con los campos agrícolas convencionales (M1), ya que sustentan una mayor riqueza y diversidad de aves, variables que se relacionan positivamente con la heterogeneidad del hábitat (Frutos et al. 2016). Esta diversidad estructural, tanto a nivel vertical como horizontal, proporciona una mayor abundancia y variedad de microhábitats para las aves, lo que les permite seleccionar opciones óptimas para establecer sus territorios y completar sus ciclos de vida. En la presente investigación se observa que, en términos de riqueza, abundancia y diversidad de aves, la matriz con bajo grado de simplificación (M2) tiende a comportarse como un parche (P), mientras que la matriz altamente simplificada (M1) sostiene los ensamblajes más empobrecidos. Especies registradas que pueden vincularse con el control de roedores transmisores de enfermedades asociados a campos de cultivo son, por ejemplo, *Tyto furcata*, *Rupornis magnirostris* y *Falco sparverius*. Biondi et al. (2005) describe a *Daptrius chimango* como predador de diferentes especies de la familia Scarabaeidae, conocidos por afectar a distintos cultivos. Asimismo, algunas aves rapaces cumplen un papel relevante en los agroecosistemas al contribuir

al control biológico de especies que pueden afectar los cultivos, como las cotorras o torcazas (Sergio et al. 2008). Por otro lado, algunas de estas aves poseen hábitos carroñeros y desempeñan funciones ecológicas igualmente importantes: eliminan restos orgánicos, facilitan el reciclaje de nutrientes y reducen la proliferación de focos infecciosos que podrían favorecer enfermedades zoonóticas (Morales-Reyes et al. 2015). En conjunto, ambos grupos aportan a la regulación y al equilibrio ecológico de los ambientes productivos y naturales.

El grupo de aves más numeroso relevado fue el de los Passeriformes, las cuales cumplen un rol importante en el control de invertebrados que pueden ser considerados plagas en los cultivos y en el consumo de semillas, sobre todo de gramíneas (Alessio et al. 2005, Goijman et al. 2020). Identificar especies clave que brindan servicios ecosistémicos puede ser un buen punto de partida para pensar medidas de conservación (Gorosabel et al. 2020), para esto es necesario contar con información que sirva para seguimiento de las poblaciones, ya que, por medio de estas, se podría analizar cómo se ven afectados los servicios ecosistémicos que brindan.

El patrón observado en los herbívoros sugiere una mayor selectividad en el uso del hábitat, posiblemente asociada a requerimientos específicos de recursos vegetales disponibles únicamente en determinadas unidades del paisaje. La distribución homogénea de los demás gremios indicaría, a su vez, una mayor plasticidad ecológica y capacidad para explotar diversos recursos tróficos en los distintos tipos de hábitat evaluados.

Estas tendencias se reflejan de manera diferencial según cada unidad del paisaje, lo cual se observa con claridad al analizar el ambiente agrícola (M1), donde se destaca una mayor proporción de granívoras, como lo señalan Verga et al. (2018) y Codesido et al. (2008). Sin embargo, a diferencia de Verga et al. (2018), que afirma que la fragmentación del ambiente no afectó negativamente la abundancia de recursos utilizados por aves, en este caso si se puede apreciar para este ambiente una disminución de la cantidad de especies, producto de la modificación del ambiente. Como sostiene Codesido et al. (2008), este tipo de simplificación provoca un empobrecimiento de la estructura vegetal de los cultivos y sus hábitats, con la consiguiente disminución en la abundancia de recursos.

La baja similitud en términos de diversidad entre las distintas unidades del paisaje (C, P y M2) y M1 ($J = 0.280, 0.360$ y 0.430) puede asociarse al alto grado de homogenización que presenta este ambiente, al uso

de intensivo de agroquímicos que reduce el alimento (semillas e insectos) de las aves, menor presencia de elementos clave como árboles o arbustos que muchas especies utilizan para nidificar, perchar o alimentarse, esta especialización del paisaje agrícola reduce el número de especies a unas pocas especies generalistas, lo que genera en una pérdida de servicios ecosistémicos (Zaccagnini et al. 2011). En este sentido, Codesido et al. (2013) afirma que, la abundancia total de aves y la abundancia y riqueza de especialistas de pastizal fueron menores en los paisajes de cultivo que en los paisajes ganaderos y mixtos. Esto se debe a que los cultivos, especialmente con la siembra directa y la soja tolerante a herbicidas, simplifican la estructura del hábitat, reducen la vegetación de bordes de caminos y las operaciones agrícolas pueden afectar el éxito de anidación de las aves que anidan en el suelo, la mayor presencia de especies generalistas en el ensamble de aves de los agroecosistemas pampeanos sugiere que las actividades agrícolas que alteran el hábitat a menudo benefician a estas especies, permitiéndoles volverse más comunes (Codesio et al. 2012) y además afirma que las especies especialistas de pastizal están siendo las más vulnerables debido a la destrucción y fragmentación de su hábitat natural por la agricultura intensiva. Por su parte Zufiaurre et al. (2016), también afirma que existe un empobrecimiento del ensamble de aves en los lotes agrícolas en comparación con los lotes ganaderos, y que esto se atribuye a la mayor homogeneidad estructural de los lotes agrícolas, que simplifica el hábitat y reduce los nichos disponibles, mientras que los lotes ganaderos, con pastoreo, generan mayor variabilidad estructural y diversidad de recursos. El uso de la tierra para cultivos anuales es más perjudicial para la comunidad de aves que el pastoreo de ganado en los agroecosistemas pampeanos (Codesido et al. 2013). En este caso el grado de similitud entre las dos unidades del paisaje más similares es menor P y M2 ($J = 0.620$), lo que sugiere que los campos con bajo grado de antropización cuando incluyen elementos naturales pueden sostener parte de la biodiversidad típica de ambientes más conservados. Azpiroz & Blake (2009) por parte mencionan que las pasturas sembradas beneficiarán a varias especies comunes que no alcanzan altas densidades en los cultivos, pero afectarán negativamente a las aves restringidas a los pastizales nativos. Esto permite que muchas aves del paisaje pampeano, especialmente insectívoras y granívoras, usen ambas unidades del paisaje, pero habrá especies exclusivas de pastizales, que no usan pasturas implantadas y por lo tanto se hace necesaria la conservación de reductos naturales para poder protegerlas.

Los patrones observados en el NMDS indican que la composición de especies difiere de manera consistente entre las unidades del paisaje, con comunidades claramente segregadas. La marcada separación del corredor respecto de las demás unidades, junto con la similitud relativa entre M2 y los parches, sugiere que las características estructurales de cada ambiente influyen fuertemente en la conformación de sus ensambles. Ambas aproximaciones (dendrograma basado en el coeficiente de Jaccard y ordenación NMDS con PERMANOVA) permitieron evaluar la composición de las comunidades desde perspectivas complementarias: el dendrograma refleja relaciones jerárquicas de similitud, mientras que el NMDS describe gradientes en el espacio multivariado, reforzando los patrones observados. Estos resultados, respaldados por el PERMANOVA, refuerzan la idea de que cada ambiente alberga una comunidad aviar distintiva, probablemente asociada a diferencias en cobertura, heterogeneidad del hábitat y disponibilidad de recursos.

Además, se observó que M1 presenta las mayores diferencias respecto de los otros en termino de riqueza, abundancia y diversidad. Esta situación puede explicarse por los distintos patrones de uso del suelo, que generan variaciones en la disponibilidad de recursos (Codesido et al. 2008). En particular, el cambio en la diversidad entre estaciones fue más marcado en M1, lo cual resulta esperable si se considera que los cultivos predominantes en la zona se implantan en primavera y se cosechan hacia verano-otoño, dejando los campos con escasa cobertura durante el invierno. En este sentido, Leveau & Leveau (2004) mencionan que el monocultivo de soja tiene su base en semillas resistentes al glifosato, y la utilización de agroquímicos para eliminar las malezas, lo que provoca el empobrecimiento de la estructura vegetal del ecosistema, con la consiguiente disminución en la abundancia de las aves. Según Whitford (1997), las variaciones interanuales en la diversidad de aves podrían vincularse con las modificaciones en los regímenes de precipitación y con las transformaciones que experimenta la vegetación a lo largo de su ciclo fenológico.

En contraste, el ambiente M2, con menor grado de antropización, presentó valores superiores de riqueza, abundancia y diversidad. Este ambiente, caracterizado por mayor cobertura del suelo y la presencia de ganadería extensiva, ofrece una estructura vegetal más heterogénea que favorece oportunidades de forrajeo sobre invertebrados y semillas (Codesido et al. 2008). Asimismo, los cambios entre estaciones fueron menos pronunciados en este ambiente, lo que

podría atribuirse al efecto de las pasturas permanentes y la acción del ganado, que introduce variabilidad estructural en el hábitat. Los resultados muestran que, para los cuatros unidades del paisaje estudiadas, durante la primavera y verano es donde mayor riqueza y abundancia de aves se registra. Estos resultados coinciden con lo señalado por Leveau & Leveau (2011), quienes atribuyen que este patrón puede deberse al arribo de especies migrantes estivales. Además, puede asociarse a la búsqueda de alimentos y de lugares para la nidificación ya que en esa etapa se da el periodo reproductivo de la mayoría de las aves.

Los mayores cambios se registraron también en M2, con disminuciones notables de verano y primavera hacia otoño, estos resultados difieren de los obtenidos por Leveau et al. 2024, que propone que a mayor diversidad en las unidades del paisaje, mayor estabilidad para la diversidad de aves, por lo cual hubiera sido esperable que el ambiente con mayor variación sea M1, aunque esto podría explicarse debido a que unidades del paisaje como M2 ofrecen mayor cantidad de recursos en las estaciones reproductiva, por lo cual se podría apreciar mayor actividad y presencia de especies que llegan en búsqueda de alimentos y lugares de nidificación, esto coincide con Zufiaurre et al. (2016), donde los lotes ganaderos mostraron consistentemente una mayor riqueza específica que los lotes agrícolas en primavera-verano, mientras que unidades del paisaje como en M1 la presencia siempre se mantuvieron bajas y con poco recambio de especies.

Se pudo observar que la diversidad de aves en la cuenca media del arroyo Saladillo varía notablemente según la estación del año, pero sobre todo por el tipo de uso y de cobertura del suelo en cada unidad del paisaje. Los ambientes que conservan una mayor variedad de vegetación y donde la intervención humana es más baja, como los corredores biológicos, parches, y los campos con producciones más diversas son los que logran sostener una mayor cantidad y variedad de aves a lo largo del año. Esto deja en claro la importancia de promover prácticas de manejo que integren la conservación de la biodiversidad dentro de los paisajes productivos. Además, muestra la necesidad de avanzar hacia políticas que reconozcan el valor que tienen los parches de vegetación y los corredores como partes fundamentales del equilibrio ecológico en estos paisajes tan transformados.

En cuanto a la variación estacional, los GLMM mostraron que la jerarquía entre unidades de paisaje se mantuvo consistente a lo largo de todo el año: el corredor (C) presentó los valores más altos de abundancia, riqueza y diversidad en todas las estaciones, mientras

que la matriz de alta simplificación (M1) presentó los más bajos, sin diferencias significativas entre parches (P) y matriz de baja simplificación (M2) en ningún momento del año (comparaciones post-hoc, $p > 0.05$ en todos los casos). Sin embargo, la magnitud de la variación estacional difirió entre unidades: la caída de abundancia entre verano y otoño fue más pronunciada en C y M2 que en M1 y P (interacción unidad de paisaje $\times$ estación, $p < 0.001$), y el incremento de diversidad entre invierno y primavera fue mayor en M2 y M1 que en C ($p = 0.012$). Estos hallazgos difieren parcialmente de los obtenidos por Zúñiga (2007), quien reportó que la primavera fue la estación de mayor diversidad para todas las unidades de paisaje analizadas, lo que sugiere que las respuestas estacionales pueden variar según el tipo de cobertura y uso del suelo.

También se reflejaron esta variación, con diferencias significativas entre la mayoría de las estaciones, aunque verano y primavera no se diferenciaron entre sí, esto puede asociarse a la etapa de reproducción y cuidado de las crías, como así también debido a la variación fenológica de la vegetación, que aporta recursos alimenticios disponibles para las aves (Lorenzón et al. 2019, Leveau et al. 2024). Por su parte, Codesido & Bilenca (2004), también asocian la mayor diversidad de aves, a la mayor presencia de invertebrados en estas estaciones del año.

En cuanto a los gremios tróficos presentes en las diversas unidades del paisaje, se observó que aquellas aves que se alimentan principalmente de invertebrados son los mejores representados. Estos hallazgos coinciden con los resultados obtenidos por Salas Correa & Mancera-Rodríguez (2018) y López-Muñoz et al. (2022), lo cual resalta la importancia de estos recursos tróficos en las unidades del paisaje muestreadas.

En ambientes del sur de la provincia de Santa Fe, Argentina, donde predominan los cultivos de granos y oleaginosas y esto ha provocado una disminución importante de los ambientes naturales, un cambio en la estructura y funcionamiento de los ecosistemas y en la mayoría de los casos su fragmentación (Rimoldi 2013), vemos que la avifauna presenta una tendencia a encontrarse con mayor frecuencia en unidades del paisaje más estables como es el corredor biológico arroyo Saladillo, seguidamente por los parches y los campos con bajo grado de simplificación. Estos resultados abonan a la propuesta de Biasatti & Rimoldi (2022), quienes sugieren la implementación de estrategias de fragmentación inversa en la región. Esto implica desarrollar parches y corredores biológicos dentro de la matriz antropizada del agroecosistema

para interrumpir la homogeneidad y promover la conservación de la biodiversidad en un contexto dominado por actividades agrícolas y productivas.

Limitaciones del estudio

La distancia de 100 m entre puntos de conteo es inferior a los 250 m sugeridos para garantizar independencia espacial en algunos diseños de muestreo. Esta decisión respondió a las características de la unidad de parches (P), que presenta superficies reducidas, donde espaciamientos mayores comprometerían la representatividad del hábitat muestreado.

No obstante, para contemplar la posible no independencia de las observaciones dentro de cada sitio, los análisis fueron complementados mediante modelos lineales generalizados mixtos (GLMM), incorporando el sitio como factor aleatorio. Los resultados obtenidos fueron consistentes con los análisis iniciales, lo que sugiere que los patrones observados son robustos frente a esta limitación metodológica.

REFERENCIAS

- Aizen MA, Garibaldi LA, Dondo M (2009) Expansión de la soja y diversidad de la agricultura argentina. *Ecología Austral* 19(1):45-54
- Alessio VG, Beltzer AH, Lajmanovich RC, Quiroga MA (2005) Ecología alimentaria de algunas especies de Passeriformes (Furnariidae, Tyrannidae, Icteridae y Emberizidae): consideraciones sobre algunos aspectos del nicho ecológico. En: Aceñolaza FG (Ed.) *Temas de la Biodiversidad del Litoral fluvial argentino II*. INSUGEO, Miscelánea 14:441-482
- Allen AP, O'Connor RJ (2000) Interactive effects of land use and other factors on regional bird distributions. *Journal of Biogeography* 27:889-900. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.2000.00453.x>
- Azpiroz AB, Blake JG (2009) Avian assemblages in altered and natural grasslands in the northern Campos of Uruguay. *The Condor: Ornithological Applications* 111(1):21-35. <https://doi.org/10.1525/cond.2009.080111>
- Benton TG, Vickery JA, Wilson JD (2003) Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology & Evolution* 18:182-188. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(03\)00011-9](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(03)00011-9)
- Biasatti NR, Rimoldi PG (2022) Paradojas de la conservación de biodiversidad en los agroecosistemas pampeanos: La fragmentación inversa. *Studies in Environmental and Animal Sciences* 3(3):1582-1589. <https://doi.org/10.54020/seasv3n3-021>
- Billerman SM, Keeney BK, Kirwan GM, Medrano F, Sly ND, Smith MG (Eds.) (2025) *Birds of the World*. Cornell Laboratory of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow>
- Biondi LM, Bó MS, Favero M (2005) Dieta del chimango (*Milvago chimango*) durante el período reproductivo en el sudeste de la provincia de Buenos Aires, Argentina. *Ornitología Neotropical* 16:31-42
- BirdLife International (2022) Estado de conservación de las aves del mundo 2022: Enfoques y soluciones para la crisis de la biodiversidad. BirdLife International
- Brown A, Martínez Ortiz U, Acerbi M, Corcuera J (Eds.) (2006) *La situación ambiental Argentina 2005*. Fundación Vida Silvestre
- Codesido M, & Bilenca D (2004) Variación estacional de un ensamble de aves en un bosque subtropical semiárido del Chaco argentino. *Biotropica* 36:544-554. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2004.tb00349.x>
- Codesido M, Busch M (2010) Ensamblajes de aves en agroecosistemas de la provincia de Buenos Aires: su relación con los patrones de uso de la tierra y las características del paisaje. Tesis doctoral. Universidad de Buenos Aires, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales
- Codesido M, González-Fischer CM, Bilenca DN (2008) Asociaciones entre diferentes patrones de uso de la tierra y ensambles de aves en agroecosistemas de la región pampeana, Argentina. *Ornitología Neotropical* 19(Supl.):575-585
- Codesido M, González-Fischer CM, Bilenca DN (2012) Agricultural land-use, avian nesting and rarity in the Pampas of central Argentina. *Emu – Austral Ornithology* 112:46-54. <https://doi.org/10.1071/MU11049>
- Codesido M, González-Fischer CM, Bilenca DN (2013) Landbird assemblages in different agricultural landscapes: A case study in the Pampas of central Argentina. *The Condor: Ornithological Applications* 115(1):8-16. <https://doi.org/10.1525/cond.2012.120011>
- Colwell RK, Coddington JA (1994) Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 345(1311):101-118. <https://doi.org/10.1098/rstb.1994.0091>
- Evans DM, Levey DJ, Tewksbury JJ (2013) Landscape corridors promote long-distance seed dispersal by birds during winter but not during summer at an experimentally fragmented restoration site. *Ecological Restoration* 31:23-30. <https://doi.org/10.3368/er.31.1.23>
- Foncea JF, Escobar MAH, Villaseñor NR (2023) Respuestas de la comunidad de aves a las variables del hábitat local y del paisaje en la ciudad de Santiago de Chile. *Ecología Austral* 33(2):455-468. <https://doi.org/10.25260/EA.23.33.2.0.2017>
- Frutos AE, Reales CF, Lorenzón RE, Ronchi-Virgolini AL (2016) Spatial variation in bird assemblages are linked to environmental heterogeneity in agricultural landscapes in the province of Entre Ríos, Argentina. *Avian Biology Research* 9(4):273-281. <https://doi.org/10.3184/17581551>

6X14725499175863

- Goijman AP, Conroy MJ, Varni VD, Thompson JJ, Zaccagnini ME (2020) Occupancy of avian foraging guilds in soybean fields and borders in Entre Ríos, Argentina: Responses to vegetation structure and prey resources. *Avian Research* 11:48. <https://doi.org/10.1186/s40657-020-00235-4>
- Gorosábel A, Bernad L, Pedrana J (2020) Ecosystem services provided by wildlife in the Pampas region, Argentina. *Ecological Indicators* 117:106576. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106576>
- Guidetti BY (2020) Servicios ecosistémicos brindados por aves frugívoras dispersoras de semillas en bosques con ganadería extensiva del Espinal de la provincia de Entre Ríos. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional del Nordeste
- Heikkinen RK, Luoto M, Virkkala R, Rainio K (2004) Effects of habitat cover, landscape structure and spatial variables on the abundance of birds in an agricultural-forest mosaic. *Journal of Applied Ecology* 41:824-835. <https://doi.org/10.1111/j.0021-8901.2004.00938.x>
- IUCN (2008) The IUCN Red List of Threatened Species. [URL: <https://www.iucnredlist.org/>]
- Jost L (2006) Entropy and diversity. *Oikos* 113(2):363-375. <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x>
- Krüger H (Ed.) (2013) Sustentabilidad. Interpretación conceptual y problemas observados en el Centro y Sur de la provincia de Buenos Aires. Boletín Técnico INTA - EEA Bordenave 19
- La Sorte FA (2006) Geographical expansion and increased prevalence of common species in avian assemblages: Implications for large-scale patterns of species richness. *Journal of Biogeography* 33:1183-1191. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01480.x>
- Leveau LM, Bocelli L, Quesada-Acuña SG, González-Lagos C, Gutierrez Tapia P, Franzoi Dri G, Delgado-VCA, Garitano-Zavala A, Campos J, Benedetti Y, Ortega-Álvarez R, Contreras-Rodríguez AI, Souza López D, Suertegaray Fontana C, da Silva TW, Zalewski Vargas SS, Toledo MCB, Sarquis JA, Giraudo A, Echevarria AD, Fanjul ME, Martínez MV, Haedo J, Cano Sanz LG, Peña Domínguez YA, Fernandez-Maldonado V, Marinero V, Abilhoa V, Amorin R, Escobar-Ibáñez JF, Juri MD, Camín SR, Marone L, Piratelli AJ, Franchin AG, Crispim L, Morelli F (2024) Drivers of seasonal change of avian communities in urban parks and cemeteries of Latin America. *Animals* 14(24):3564. <https://doi.org/10.3390/ani14243564>
- Leveau LM, Leveau CM (2004) Riqueza y abundancia de aves en agroecosistemas pampeanos durante el período post-reproductivo. *Ornitología Neotropical* 15(3):371-380
- Leveau LM, Leveau CM (2011) Uso de bordes de cultivo por aves durante invierno y primavera en la pampa austral. *Hornero* 26(2):149-157. <https://doi.org/10.56178/eh.v26i2.685>
- López de Casenave J, Cueto VR, Marone L (2008) Seasonal dynamics of guild structure in a bird assemblage of the central Monte desert. *Basic and Applied Ecology* 9:78-90. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2006.08.006>
- López-Muñoz EC, Enríquez PL, Saldaña-Vázquez RA, Hernández-Morales F, Vandame R. (2022). Diversidad avifaunística y gremios tróficos en tres condiciones diferentes de cobertura vegetal selvática, al sureste de Chiapas, México. *Acta Zoológica Mexicana* 38:1-36. <https://doi.org/10.21829/azm.2022.3812434>
- Lorenzón RE, Beltzer AH, Olguin PF, León EJ, Sovrano LV, Antoniazzi CE, Ronchi-Virgolini AL (2019) Temporal variation of bird assemblages in dynamic fluvial wetlands: Seasonality and influence of water level and habitat availability. *Revista de Biología Tropical* 67(6):1131-1145. <http://dx.doi.org/10.15517/rbt.v67i6.36734>
- Magurran AE (1988) Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press. <https://doi.org/10.1007/978-94-015-7358-0>
- Magurran A, McGill B (2011) Biological diversity: Frontiers in measurement and assessment. Oxford University Press
- Mendez Zacarias J, Zimmermann E (2011) Uso de Sistemas de Información Geográfica para parametrización de modelos de simulación hidrológica en llanuras. XXIII Congreso Nacional del Agua 2011, Resistencia, Argentina. Pp. 55-72
- Mermoz ME, Depalma DM, Valverde AC, Gancedo JM, Charnelli EM (2016) Evaluación de bordes de caminos como fuente de recursos para las aves en la pampa depredada. *Hornero* 31:13-26. <https://doi.org/10.56178/eh.v31i1.571>
- Mols CMM, Visser ME (2002) Great tits can reduce caterpillar damage in apple orchards. *Journal of Applied Ecology* 39(6):888-899. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2002.00761.x>
- Morales-Reyes Z, Pérez-García JM, Moleón M, Botella F, Carrete M, Lazcano C, Moreno-Opo R, Margalida A, Donazar JA, Sánchez-Zapata JA (2015) Supplanting ecosystem services provided by scavengers raises greenhouse gas emissions. *Scientific Reports* 5(1):7811. <https://doi.org/10.1038/srep07811>
- Moreno CE (2001) Métodos para medir la biodiversidad. Volumen 1. M&T-Manuales y Tesis SEA. Pp. 84
- Murphy DJ, Kelly D (2001) Scarce or distracted? Bellbird (*Anthornis melanura*) foraging and diet in an area inadequate mistletoe pollination. *New Zealand Journal of Ecology* 25(1):69-81
- R Core Team (2025) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. [URL: <https://www.r-project.org/>]
- Ralph CJ, Geupel GR, Pyle P, Martin TE, DeSante DF,

- Milá B (1996) Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres. General Technical Report PSW-GTR-159-Web. Pacific Southwest Research Station, Forest Service, US Department of Agriculture. Pp. 46
- Rimoldi PG (2013) Diversidad y patrones de distribución de los mamíferos nativos medianos y grandes de la cuenca del río Carcarañá (provincia de Santa Fe). Tesis Doctoral. Universidad Nacional de Rosario, Facultad de Ciencias Veterinarias. Pp. 139. [URL: <https://rehip.unr.edu.ar/server/api/core/bitstreams/d5ee670d-924e-4df4-a124-285301616bd1/content>]
- Rimoldi PG, Chimento NR (2018) Diversidad de mamíferos nativos medianos y grandes en la cuenca del río Carcarañá, provincia de Santa Fe (Argentina). Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales, Nueva Serie 20(2):333-341. [URL: <http://revista.macn.gob.ar/ojs/index.php/revmus/article/view/575>]
- Rimoldi PG, Curti MG (2021) Ecología trófica de la lechuga de campanario (*Tyto furcata*) en cuatro ambientes del sur de la provincia de Santa Fe, Argentina. Boletín del Museo Nacional de Historia Natural del Paraguay 25(1):20-32
- Robinson, R.A., Hart, J.D., Holland, J.M., & Parrott, D. (2004). Habitat use by seed-eating birds: a scale-dependent approach. Ibis 146(Suppl. 2):87-98. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2004.00364.x>
- Sala OE, Stuart Chapin F, Armesto JJ, Berlow E, Bloomfield J, Dirzo R, Huber-Sanwald E, Huenneke LF, Jackson RB, Kinzig A, Leemans R, Lodge DM, Mooney HA, Oesterheld M, Poff NL, Sykes MT, Walker BH, Walker M, Wall DH (2000) Global biodiversity scenarios for the year 2100. Science 287(5459):1770-1774. <https://doi.org/10.1126/science.287.5459.1770>
- Salas-Correa ÁD, Mancera-Rodríguez NJ (2018) Relaciones entre la diversidad de aves y la estructura de vegetación en cuatro etapas sucesionales de bosque secundario, Antioquia, Colombia. Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica 21(2):519-529. <https://doi.org/10.31910/rudca.v21.n2.2018.970>
- Sergio F, Newton I, Marchesi L (2008) Top predators and biodiversity: much debate, few data. Journal of Applied Ecology 45(3):992-999. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01484.x>
- Silva ME (2003) Efectos ecológicos de la expansión urbana sobre las tierras agrícolas de la pampa ondulada, Buenos Aires, Argentina. Tesis de Maestría. Universidad de Buenos Aires. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Pp. 106. [URL: https://bibliotecadigital.exactas.uba.ar/download/tesis/tesis_n3626_Silva.pdf]
- Temple SA, Wiens JA (1989) Bird populations and environmental changes: can birds be bio-indicators? American Birds 43:260-270. [URL: https://digitalcommons.usf.edu/american_birds/vol43/iss2/14]
- Verga EG, Peluc SI, Landi M, Galetto L (2018) Efecto de la fragmentación del bosque sobre las fuentes potenciales de alimento para aves en Córdoba. Ecología Austral 28(2):339-352. <https://doi.org/10.25260/EA.18.28.2.0.429>
- Villarreal H, Álvarez M, Córdoba S, Escobar F, Fagua G, Gast F, Mendoza H, Ospina M, Umaña A (2004) Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de Biodiversidad. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá, Colombia. [URL: <https://sib.gob.ar/archivos/IAVH-00288.pdf>]
- Wenny DG, Devault TL, Johnson MD, Kelly D, Sekercioglu CH, Tomback DF, Whelan CJ (2011) The need to quantify ecosystem services provided by birds. The Auk 128(1):1-14. <https://doi.org/10.1525/auk.2011.10248>
- Whelan CJ, Wenny DG, Marquis RJ (2008) Ecosystem services provided by birds. Annals of the New York Academy of Sciences 1134(1):25-60. <https://doi.org/10.1196/annals.1439.003>
- Whitford, W. G. (1997). Desertification and animal biodiversity in the desert grasslands of North America. Journal of Arid Environments 37(4):709-720. <https://doi.org/10.1006/jare.1997.0313>
- Wilson MC, Chen XY, Corlett RT, Didham RK, Ding P (2016) Habitat fragmentation and biodiversity conservation: key findings and future challenges. Landscape Ecology 31:219-227. <https://doi.org/10.1007/s10980-015-0312-3>
- Zaccagnini ME, Thompson JJ, Bernardos J, Calamari N, Goijman A, Canavelli S (2011) Riqueza, ocupación y roles funcionales potenciales de las aves en relación a los usos de la tierra y la productividad de los agroecosistemas: un ejemplo en la ecorregión pampeana. En: Valoración de servicios ecosistémicos. Conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial. Ediciones INTA. Pp. 185-219. [URL: https://ubatic.agro.uba.ar/sites/default/files/files/libro_serv_ecosist/pdf/Capitulo_08.pdf]
- Zanette L, Doyle P, Trémont SM (2000) Food shortage in small fragments: evidence from an area-sensitive passerine. Ecology 81:1654-1666. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2000\)081\[1654:F-SISFE\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2000)081[1654:F-SISFE]2.0.CO;2)
- Zufiaurre E, Codesido M, Abba A, Bilenca D (2016) Uso diferencial de lotes agrícolas y ganaderos por aves terrestres en la Región Pampeana, Argentina. Hornero 31(1):41-52. <https://doi.org/10.56178/eh.v31i1.573>
- Zúñiga DA (2007) Parámetros de abundancia, riqueza y diversidad de aves en un área del valle inferior del río Neuquén: variaciones por estación, sitios de muestreo y ambiente. Tesis de licenciatura. Universidad Nacional del Comahue, Facultad de Ciencias del Ambiente y la Salud, Argentina. [URL: [https://rdi.uncoma.edu.ar/bitstream/handle/uncomaid/6827/Tesis%20Daniel%20Z%20c3%ba%20c3%b1iga%202007%20LSPA.pdf?sequence=1&isAllowed=y](https://rdi.uncoma.edu.ar/bitstream/handle/uncomaid/6827/Tesis%20Daniel%20Z%c3%ba%20c3%b1iga%202007%20LSPA.pdf?sequence=1&isAllowed=y)]

HIBRIDACIÓN SILVESTRE ENTRE SIRIRÍ PAMPA (*Dendrocygna viduata*) Y SIRIRÍ COLORADO (*D. bicolor*)

Fabio Schunck^{1*} , Marcelo Bokermann²  & Werner C.A. Bokermann^{3†} 

¹Independent Researcher. Av. Eugênio Bartolomai, 386, São Paulo, SP, 04785-040, Brazil

²Reserva Natural do Sesc Bertioga. Avenida Francisco Soto Barreiro Filho 1117, Bertioga, SP, 11251-530, Brazil

³Parque Zoológico de São Paulo, Av. Miguel Estéfano, 4241, São Paulo, SP, 04301-905, Brazil

[†]Falecido

*fabio_schunck@yahoo.com.br

RESUMEN: La hibridación silvestre entre Sirirí Pampa (*Dendrocygna viduata*) y Sirirí Colorado (*D. bicolor*) se ha documentado en Sudáfrica, pero existen pocos registros para América. Aquí presentamos siete registros de este tipo para Sudamérica, cinco en Brasil y dos en Argentina. Los datos muestran que este fenómeno biológico ocurre en toda la distribución de estas especies, pero es poco frecuente. Los híbridos presentan un patrón corporal general similar al de Sirirí Colorado, mientras que los detalles de la cabeza, el cuello y las alas se asemejan más a los de Sirirí Pampa. Estos registros son de gran importancia para documentar la ocurrencia, frecuencia y distribución de estas hibridaciones en el hemisferio sur, donde existen menos registros, especialmente entre patos suirirí.

PALABRAS CLAVE: conservación, embalses urbanos, observaciones de campo, patos sirirí, Sudamérica

El fenómeno de la hibridación interespecífica es bien conocido y está bien documentado en aves, y se cree que casi el 10% de las especies de aves han hibridado en la naturaleza (Grant & Grant 1992). La hibridación en el orden Anseriformes, particularmente dentro de la familia Anatidae (que incluye patos y sirirís), es frecuente; aproximadamente 133 especies han hibridado, aunque la mayoría de los híbridos se han producido en cautiverio, con escasos registros en la naturaleza (Sick 1997, McCarthy 2006).

El género *Dendrocygna* comprende ocho especies (AviList Core Team 2025), siete de las cuales tienen casos documentados de hibridación. De los 23 casos de hibridación descritos dentro del género, solo siete, que involucran a cuatro especies, ocurrieron en la naturaleza; los casos restantes ocurrieron en cautiverio. Dentro de estos escasos casos de hibridación silvestre, el Sirirí Pampa (*D. viduata*) y el Sirirí Colorado (*D. bicolor*) han sido documentados hibridando (Ottenburghs et al. 2015). Estas especies coexisten a lo largo de la mayor parte de su distribución geográfica

en gran parte de América del Sur y África. El Sirirí Colorado también se distribuye en el sur de América del Norte, América Central y partes de Asia (Winkler et al. 2020).

Los registros documentados de hibridación silvestre entre el Sirirí Pampa y el Sirirí Colorado son escasos; incluyen dos de Sudáfrica y uno de Brasil. El primer registro sudafricano es de 1972, cerca de Johannesburgo (Clark 1974), y el segundo, que involucra dos detecciones, de 2012 en el Cabo Occidental (Harebottle & Vanderwalt 2014). A pesar de que ambas especies tienen distribuciones superpuestas en Brasil, existe solo un registro publicado de dos casos de hibridación silvestre registrados en 1989 en el sur del país (Santa Vitória do Palmar, estado de Rio Grande do Sul; 33°00'S, 52°50'O, 11 m), que involucra aves capturadas durante un programa de anillado (Nascimento et al. 1990).

En este artículo, aportamos evidencia documentada de dos registros de hibridación silvestre entre el

Sirirí Pampa y el Sirirí Colorado en la ciudad de São Paulo, estado de São Paulo, Brasil. También sintetizamos y evaluamos imágenes de híbridos disponibles en las plataformas en línea de observación y fotografía de aves WikiAves – Brasil (<https://www.wikiaves.com.br/>) y eBird/Macaulay – EE.UU. (<https://www.macaulaylibrary.org/>).

El primer registro fue realizado por WCAB en el lago interior del Parque Zoológico de São Paulo (23°39'S, 46°37'O, 780 m) durante el horario laboral. El 25 de agosto de 1969, CAB observó un individuo híbrido y lo fotografió junto a un grupo de Siriris Pampa de vida libre (Fig. 1). Veintiséis días después, el 20 de septiembre de 1969, el mismo individuo fue colectado, aunque se desconoce el paradero de

dicho ejemplar (Fig. 1). El individuo presentaba una coloración corporal parda uniforme, similar a la del Sirirí Colorado, pero con la mejilla blanca, el pecho pardo-rojizo, los flancos estriados y el pico, la nuca y la parte posterior del cuello negros, típicos del Sirirí Pampa (Fig. 1). Descartamos la posibilidad de que se tratara de un ave criada en cautiverio, ya que en ese caso las imágenes habrían sido tomadas con el ave en mano o con algún tipo de anotación, como en otros casos documentados por el mismo investigador. En el presente caso, el autor anotó el fotograma con 'Sirirí Pampa x Sirirí Colorado' e 'híbrido'. Las imágenes fueron tomadas con una cámara analógica en película positiva de 35 mm (diapositivas con daños propios de la antigüedad) y muestran cómo WCAB ya utilizaba la fotografía como herramienta de investigación en la



Figura 1. Individuo híbrido fotografiado en vida silvestre y posteriormente colectado en el Parque Zoológico de São Paulo, ciudad de São Paulo, Brasil, en agosto y septiembre de 1969, respectivamente. A) El individuo híbrido es el segundo desde la izquierda en el grupo de Siriris Pampa (*Dendrocygna viduata*). B) Vistas lateral y ventral. C) Patas y flancos. D) Patas y urópigo. E) Parte superior de la cabeza, nuca y parte posterior del cuello. F) Parte inferior de la cabeza. Fotografías: Bokermann WCA.

década de 1960. Las imágenes originales están depositadas en la biblioteca del Museo de Zoología de la Universidad de São Paulo.

El segundo registro fue realizado en 2022 por FS en el embalse de Guarapiranga, en la región sur de la ciudad de São Paulo (23°45'S, 46°43'O, 735 m), durante el monitoreo mensual a bordo de embarcación de aves acuáticas y migratorias llevado a cabo voluntariamente desde mayo de 2016. El 26 de noviembre de 2022, durante el conteo número 100 (aproximadamente a las 10 h), se observó y fotografió un individuo híbrido cerca de un grupo de aproximadamente 21 Sirirís Pampa y 100 Sirirís Colorado en un área rural aislada del embalse de Guarapiranga denominada 'Braço do Ribeirão Caulim'. El individuo estaba

descansando fuera del agua, pero se alertó ante la aproximación de la embarcación, alejándose volando de inmediato y demostrando el comportamiento cauteloso típico de un ave silvestre en vida libre (Fig. 2). El individuo presentaba una coloración parda uniforme en el cuerpo y la cabeza, con patrones en las alas y los flancos más similares a los del Sirirí Colorado, pero con la mejilla y el lado del cuello blancos; pico, nuca, parte posterior del cuello y plumas de las alas negros; y cobertoras alares pardo-rojizas, similares a las del Sirirí Pampa (Fig. 2). El individuo no vocalizó durante el vuelo y aterrizó aproximadamente a 300 m de distancia junto a otro grupo de Sirirís Pampa y Colorado.

La consulta de las páginas de especies híbridas (para registros de híbridos entre Sirirí Pampa y Sirirí



Figura 2. Individuo híbrido documentado en el embalse de Guarapiranga, sur de la ciudad de São Paulo, Brasil, noviembre de 2022. A) Grupo de Sirirís Pampa (*Dendrocygna viduata*) y Sirirís Colorado (*D. bicolor*) cerca del individuo híbrido. B & C) Individuo híbrido fuera del agua. D & E) Individuo híbrido en vuelo. Fotografías: Schunck F.

Tabla 1. Registros de híbridos entre el Sirirí Pampa (*Dendrocygna viduata*) y el Sirirí Colorado (*D. bicolor*) disponibles en las plataformas de observación de aves eBird/Macaulay Library (ML) y WikiAves Brasil (WA). Las abreviaturas ML y WA refieren a registros con documentación en sus respectivas plataformas, mientras que la abreviatura S refiere a una lista con un registro no documentado.

Imagen número	Localidad	Fecha	Autor
ML210219891	Reserva Ecológica Costanera Sur, Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina	18 febrero 2020	Diego Bastías
ML641694873	Laguna Gualeguay, Entre Ríos, Argentina	09 enero 2025	Lucas Villafañe
WA212951	Curitiba, Paraná, Brazil	28 septiembre 2010	Marcelo Bonat
WA2462642	Mostardas, Rio Grande do Sul, Brazil	20 diciembre 2016	Geraldo Apratto Gonçalves
S157592008	São Pedro, São Paulo, Brazil	31 diciembre 2023	Paulo Guimaraes

Colorado) de las dos principales plataformas de observación de aves en línea, eBird/Macaulay Library (https://search.macaulaylibrary.org/catalog?taxonCode=x00938&mediaType=photo&sort=rating_rank_desc; 56 registros) y WikiAves Brasil (<https://www.wikiaves.com.br/midias.php?tm=f&t=s&s=90001>; 2 registros), hasta el 8 de octubre de 2025, reveló cinco registros de híbridos que consideramos silvestres, ya que no fueron clasificados por sus autores como aves en cautiverio y se encontraban aparentemente en ambientes naturales (Tabla 1). Entre estos cinco registros, cuatro cuentan con documentación fotográfica y uno contiene solo datos descriptivos. Dos registros fueron realizados en Argentina, en el sur de América del Sur (2020 y 2025), y tres en Brasil, en las regiones Sur (Paraná y Rio Grande do Sul) y Sudeste (São Paulo) en 2010, 2016 y 2023, respectivamente. Las aves fotografiadas presentan características morfológicas similares a las aquí reportadas en la ciudad de São Paulo, teniendo el patrón pardo general del Sirirí Colorado, pero con la parte frontal blanca de la cabeza y el cuello más cercana a la del Sirirí Pampa (Tabla 1).

Los registros disponibles de híbridos entre el Sirirí Pampa y el Sirirí Colorado son muy escasos en comparación con la gran cantidad de registros disponibles para estas dos especies, pero son suficientes para demostrar que este fenómeno ocurre tanto en América del Sur como en África. Por ejemplo, el registro del embalse de Guarapiranga se produjo durante apenas una de las 131 salidas de campo realizadas, aportando evidencia adicional sobre la rareza de la hibridación entre estas dos especies.

El conjunto de registros revela un patrón general (principalmente en la coloración corporal) más similar al del Sirirí Colorado, con características más

sutiles del Sirirí Pampa, como la coloración blanca en la cabeza y el cuello, el pardo-rojizo en partes del cuerpo, las estriaciones en los flancos y el negro en la nuca y la parte posterior del cuello. Sin embargo, cada individuo presenta un patrón único. Los híbridos descritos para Sudáfrica por Clark (1974) y Harebottle & Vanderwalt (2014) también son similares a los encontrados en la ciudad de São Paulo y en las plataformas en línea.

Existen numerosas áreas inundadas en la ciudad de São Paulo, y la presencia natural de patos del género *Dendrocygna*, especialmente el Sirirí Colorado y el Sirirí Pampa, ha sido documentada desde 1916; son aves comunes y abundantes en la región (Pinto 1938, Bokermann 1985, São Paulo 2024).

La difusión de los datos de campo obtenidos en la ciudad de São Paulo y la compilación realizada a partir de plataformas de observación de aves en línea están en línea con la recomendación de Harebottle & Vanderwalt (2014) de reportar casos de híbridos en poblaciones silvestres de Anatidae. Estos registros son fundamentales para documentar mejor la ocurrencia, frecuencia y distribución de estas hibridaciones en el Hemisferio Sur, donde los reportes siguen siendo escasos, especialmente entre los sirirís.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos al Marina Sailing Center, especialmente a Romeu (en memoria) y Fernando Bonini, así como a todos los empleados, por su apoyo a esta investigación; a Dione Seripierri y al equipo de la biblioteca del Museo de Zoología de la USP; a la familia Bokermann por facilitar el material fotográfico; a Jente Ottenburghs por su ayuda con la información

de la plataforma Avian Hybrids; y a Lucia Montesana, editora asociada, y a un revisor anónimo por su importante revisión del manuscrito.

REFERENCIAS

- AviList Core Team (2025) AviList: The Global Avian Checklist, v. 2025. <https://doi.org/10.2173/avilist.v2025>
- Bokermann W (1985) Anilhamento de irerês (*Dendrocygna viduata*) no Zoo de São Paulo. 1º Encontro Nacional de Anilhadores de Aves. Universidade Federal de Viçosa, MG. Pp 68
- Clark A (1974) Hybrid *Dendrocygna viduata* x *Dendrocygna bicolor*. Ostrich 45:255
- Grant PR & Grant BR (1992) Hybridization of bird species. Science 256(5054):193-197. <https://doi.org/10.1126/science.256.5054.193>
- Harebottle D & Vanderwalt B (2014) Hybridisation between White-faced and Fulvous Ducks in the wild: further evidence from South America. Ornithological Observations 5:17-21
- McCarthy EM (2006) Handbook of Avian Hybrids of the World. Oxford University Press, New York
- Ottenburghs J, Ydenberg RC, van Hooft P, Van Wieren SE & Prins HHT (2015) Hybrids between species are shaded in dark grey, while hybrids between subspecies are shaded in light grey. A distinction is made between hybridization in Nature and Captivity. [URL: <https://avianhybrids.wordpress.com/wp-content/uploads/2019/06/genus-dendrocygna.pdf>]
- Pinto OMO (1938) Catálogo das aves do Brasil e lista dos exemplares que as representam no Museu Paulista. 1a Parte. São Paulo. Secretaria da Agricultura. Departamento de Zoologia
- São Paulo (município) (2024) Inventário da fauna silvestre do Município de São Paulo. Dados atualizados até 11 dez. 2023. Secretaria do Verde e do Meio Ambiente, Divisão da Fauna Silvestre. São Paulo. [URL: <https://prefeitura.sp.gov.br/web/meio-ambiente/w/secretaria-do-verde-e-do-meio-ambiente-publica-invent%C3%A1rio-da-fauna-silvestre-2024>]
- Sick H (1997) Ornitologia brasileira. Nova Fronteira, Rio de Janeiro. Pp. 912
- Winkler DW, Billerman SM & Lovette IJ (2020) Ducks, Geese, and Waterfowl (*Anatidae*), version 1.0. In: Billerman SM, Keeney BK, Rodewald PG & Schulenberg TS (eds) Birds of the World, Cornell Lab of Ornithology, Ithaca. <https://doi.org/10.2173/bow.anatid1.01>
- Nascimento JLX, Scherer SB & Borsato ES (1990) Encontro de híbridos de *Dendrocygna viduata* e *Dendrocygna bicolor* em Santa Vitoria do Palmar. Pp. 78-79. Anais do VI Encontro Nacional de Anilhadores de Aves – ENAV



HALLAZGO DE DOS NUEVAS COLONIAS DE GAVIOTA CANGREJERA (*Larus atlanticus*) EN EL ESTUARIO DE BAHÍA BLANCA, PROVINCIA DE BUENOS AIRES, ARGENTINA

Aylen María de Prinzio^{1*}, Rocío Mariano-Jelicich¹, Martín Sotelo², Leandro M. Marbán² & Sofía Copello¹

¹Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, (IIMyC, FCEyN, UNMdP, CONICET), Juan B. Justo 2550, CP 7600, Mar del Plata, Buenos Aires, Argentina

²Dirección de Áreas Protegidas, Ministerio de Ambiente, La Plata, Buenos Aires, Argentina, Calle 7 Nro. 1076 entre 54 y 55, Piso 5to. CP 1900, La Plata, Argentina

*adeprinzio@mdp.edu.ar

RESUMEN: La Gaviota Cangrejera (*Larus atlanticus*) es una especie de lárido endémica de la costa atlántica sudamericana considerada 'Vulnerable' en Argentina. Su área de nidificación se encuentra restringida a áreas insulares estuariales, a baja altitud sobre el nivel del mar, poco vegetadas y cercanas a cangrejales. Casi toda la población reproductiva nidifica en la provincia de Buenos Aires, dentro de áreas protegidas con diferentes categorías de conservación. Durante los censos aéreos realizados para actualizar los números poblacionales, el 17 de octubre de 2025 registramos la presencia de dos nuevos sitios de anidación de Gaviota Cangrejera en el estuario de Bahía Blanca, uno en el extremo noreste de Isla Trinidad (39°05'S, 61°55'O) y otro en el extremo noreste de Isla Ariadna (39°14'S, 61°58'O), ambos dentro de la Reserva Natural Bahía Blanca, Bahía Falsa, Bahía Verde. Se contaron los Nidos Aparentemente Ocupados, que representan una estimación del número de parejas reproductivas, obteniéndose un total de 26 ± 2 ($n = 7$ fotos) y 22 ± 1 ($n = 4$ fotos), respectivamente. Las colonias se encuentran cercanas a la línea de marea, por lo que enfrentarían riesgos ante modificaciones drásticas de la superficie, que pueden ser causadas por tormentas intensas o actividades antrópicas como dragados o actividades recreativas. Estos sectores se encuentran actualmente por fuera del área intangible de la reserva, por lo que a partir de este hallazgo se incorporaron en la revisión que se está llevando a cabo para la modificación de la zonificación del área a fin de extremar las medidas de protección efectiva durante este periodo crítico para la especie.

PALABRAS CLAVE: censo aéreo, colonia, estuario de Bahía Blanca, Gaviota Cangrejera, *Larus atlanticus*, tamaño poblacional

La Gaviota Cangrejera (*Larus atlanticus*), también conocida como Gaviota de Olrog, es una especie de lárido endémica de la costa atlántica sudamericana, que se puede encontrar durante el periodo no reproductivo desde el sur de Argentina hasta el sur de Brasil (Yorio et al. 2013). Su área de nidificación se encuentra restringida a áreas insulares estuariales, en general compartidas con la Gaviota Cocinera (*Larus dominicanus*), seleccionando sitios cerca de la línea de marea alta, a relativamente baja altitud sobre el nivel del mar, poco vegetados y cercanos a cangrejales

(Borboroglu & Yorio 2007). Las últimas estimaciones del tamaño poblacional publicadas registran solo ~8000 parejas reproductivas (Yorio et al. 2013), lo cual es una de las características que la lleva a ser considerada una especie 'Vulnerable' en Argentina, 'En peligro' en Uruguay (Azpiroz & Caballero-Sadi 2017) y 'Cercana a la amenaza' de manera internacional (BirdLife International 2025).

Los sitios de reproducción reportados para la especie se encuentran dentro de la provincia de Buenos

Aires, Argentina, en el estuario de Bahía Blanca (conteniendo la de mayor parte de la población) y de Bahía San Blas, y marginalmente en la provincia de Chubut, Argentina (con menos del 2% de la población reproductiva; Yorio et al. 2013). En Bahía Anegada, en el área de San Blas, fue donde se reportó el primer registro exhaustivo de anidación de la especie, con un conteo de aproximadamente 400 individuos (Devillers 1977). A lo largo de los años, se reportaron 24 sitios en donde alguna vez existió actividad reproductiva de la especie (Yorio et al. 2013). La distribución de las colonias no presenta actividad en la totalidad de sitios de manera simultánea, sino que los lugares activos en el mismo año varían entre seis y nueve (Yorio et al. 2013). Algunas colonias muestran actividad continua en los años monitoreados tales como Isla del Puerto, Isla Gaviota e Islote Arroyo Jabalí Oeste (Yorio et al. 2013). Sin embargo, otros sitios reproductivos no son estables y pueden modificarse año a año, dando incluso lugar a la aparición de nuevas colonias (Yorio et al. 2005, 2013, Petracci et al. 2008), con lo cual las figuras de protección ambiental cobran mayor relevancia en cuanto a su extensión sobre áreas potenciales de cría. En el estuario de Bahía Blanca, se encuentra la Reserva Natural Provincial de Usos Múltiples 'Bahía Blanca, Bahía Falsa y Bahía Verde' (Ley provincial N° 12 101/98) que incluye varias islas, bancos y aguas y la Reserva Natural de Objetivo Definido Mixto Faunístico y Educativo 'Islote de la Gaviota Cangrejera' (Ley provincial N° 15 362/22). Hacia el sur, se encuentra la Reserva Natural de Uso Múltiple y el Refugio de Vida Silvestre 'Bahía San Blas' (Ley provincial N° 12 788/01). Estas áreas claves para la protección de la biodiversidad no solo revisten importancia para la especie al amparar zonas de cría, sino también para resguardar ambientes en donde se encuentran cangrejales, que albergan al Cangrejo Cavadore (*Neohelice granulata*) presa principal de la Gaviota Cangrejera (Delhey et al. 2001a, Herrera et al. 2005, Suárez et al. 2011, Yorio et al. 2013).

Con el objetivo de estimar el número de parejas reproductivas de la Gaviota Cangrejera, se llevó a cabo un censo aéreo en la temporada de cría 2025 en el área del estuario de Bahía Blanca y Bahía San Blas.

MÉTODOS

Para llevar a cabo el censo de las colonias de Gaviota Cangrejera, utilizamos un avión Cessna 182 a una altura de aproximadamente 100 metros para sobrevolar el estuario de Bahía Blanca el 17 de octubre de 2025. Tomamos fotografías de los sitios en donde se observaban colonias, en un recorrido en función de

áreas reportadas con antecedentes reproductivos o de características potenciales como sitio de cría.

Efectuamos el registro fotográfico con una cámara Sony Alpha 9 II, con lente Sony de zoom 24-240 mm, obteniendo fotos de varios ángulos distintos de cada colonia. Seleccionamos aquellas fotografías que estaban más cercanas a la colonia y que poseían mejor calidad. Luego sobre esa selección, realizamos un conteo manual por el mismo observador utilizando el software de edición de imagen Inkscape v1.3.2. Expresamos los valores como media $\pm$ error estándar, e intervalo de confianza del 95%.

Contamos los Nidos Aparentemente Ocupados (Gregory et al. 2004), a los que denominaremos en adelante como 'nidos' para facilitar la lectura, como estimador del número de parejas reproductivas. Para la especie, se han reportado tanto nidos con restos vegetales como así también sobre arena y grava, y en gran densidad (Yorio et al. 2001, 2013, Petracci et al. 2008; Fig. 1). Cuando los nidos son abandonados, se los puede reconocer gracias a una depresión central (Petracci et al. 2008). Por lo tanto, consideramos un nido a través de la identificación del sitio de nidificación con el aspecto antes descrito, con al menos un adulto en la cercanía. Solo asociamos los adultos posados a un nido si estos mostraban posición inequívoca de incubación (postura sobre una depresión en el terreno, Figs. 1A & 1B). Consideramos nidos sin indicio de ocupación (Fig. 1C) o adultos posados sin ese ángulo sobre el terreno como pareja de otro y no contados como nidos (Fig. 1D).

RESULTADOS

Durante el vuelo realizado el día 17 de octubre de 2025 sobre el estuario de Bahía Blanca registramos la presencia de dos nuevos sitios de anidación de Gaviota Cangrejera: uno en el extremo noreste de Isla Trinidad, al que denominamos banco 'Guardaparque Dana Piedrabuena' (39°05'S, 61°55'O), y otro en el extremo noreste de Isla Ariadna, sobre el denominado 'Banco Manchín' (39°14'S, 61°58'O; Fig. 2). Para la colonia en el área de Isla Trinidad, contabilizamos un total de 26 ± 2 (24 – 27) nidos ($n = 7$ fotos). Para la colonia en el área de Isla Ariadna, contabilizamos 22 ± 1 (19 – 25) nidos ($n = 4$ fotos). No observamos pichones en las imágenes. En relación con el momento del ciclo reproductivo en el cual se realizaron los muestreos, para la zona de Islote del Puerto/Gaviota Cangrejera, el 30 de septiembre de 2025, observamos un promedio aproximado de dos huevos por nido en un total de 22 nidos.

DISCUSIÓN

Estos resultados resaltan la importancia de continuar monitoreando la distribución reproductiva de la Gaviota Cangrejera. El estado reproductivo ha sido reportado como relativamente variable entre colonias: Suárez et al. (2011) ha señalado el periodo de incubación entre fin de septiembre y principios de octubre en el área de San Blas, mismo lapso que el encontrado por La Sala et al. (2011) en la zona de Bahía Blanca, mientras que Herrera et al. (2005) reporta para las colonias de Chubut incubación durante el mes de noviembre. Devillers (1977) ha sugerido que existe además una asincronía dentro de una misma área debido a la recolección de huevos por

parte de pobladores de la zona, aunque en la actualidad esta práctica solo se mantendría de manera ilegal en una de las colonias de Bahía San Blas, pero harían falta nuevos estudios sobre su ocurrencia dentro de la distribución reproductiva de la Gaviota Cangrejera.

Las nuevas colonias identificadas se encuentran cercanas a la línea del agua (Fig. 3), con la de Isla Ariadna notoriamente expuesta y sin cobertura vegetal, por lo que enfrentaría riesgos ante modificaciones drásticas de superficies estuariales emergidas, las cuales pueden ser causadas por tormentas intensas (Delhey et al. 2001b, Borboroglu & Yorío 2007, Yorío et al. 2013, Dias et al. 2019, Fiori & Pratolongo 2021). Otra de las amenazas reportadas en los terrenos

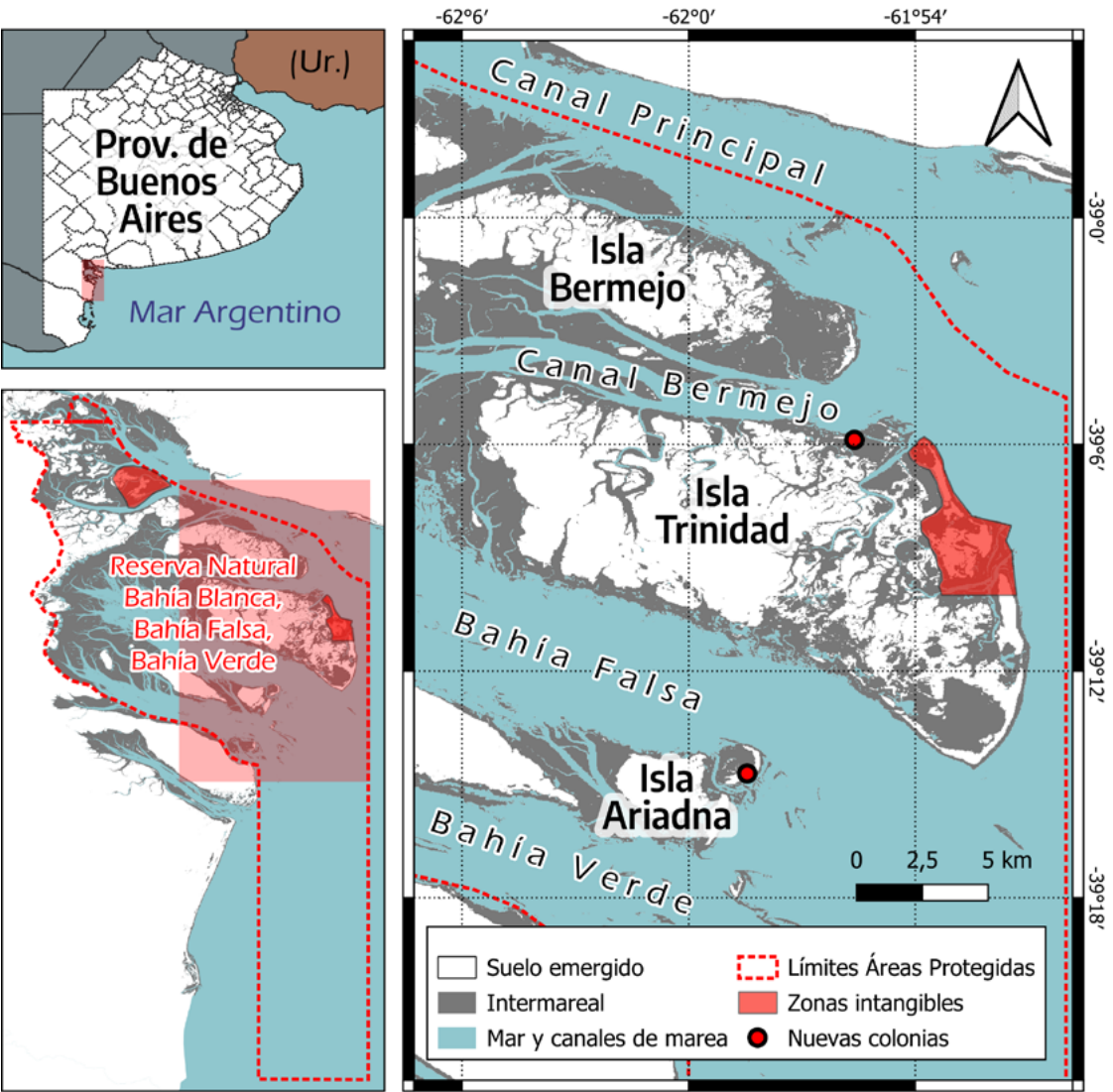


Figura 1. Ubicación geográfica de las nuevas colonias (puntos rojos) de Gaviota Cangrejera (*Larus atlanticus*) registradas en 2025 en Isla Ariadna e Isla Trinidad en Buenos Aires, Argentina. La línea punteada roja señala el área de la reserva y los rectángulos sombreados en rojo indican el detalle de la imagen a la derecha (mapa realizado con QGIS v3.44.7).



Figura 2. Detalle de las fotografías de nidos y adultos de Gaviota Cangrejera (*Larus atlanticus*) registrados en el estuario de Bahía Blanca (Buenos Aires, Argentina) mostrando el criterio de identificación de Nidos Aparentemente Ocupados. Las fotos de arriba muestran ejemplos de nidos activos. A) Un nido activo típico con un adulto posado (izquierda) y otro parado (derecha). B) Un nido activo con un adulto en postura de incubación en depresión central, sin corona de vegetación conspicua. C) Nidos inactivos (no contados): existe una corona de vegetación conspicua pero no hay evidencia de actividad; D) Un adulto posado (abajo) y otro parado (arriba), no considerados como un Nido Aparentemente Ocupado.

reproductivos se relaciona con las especies exóticas, como la Barrilla (*Soda inermis*), planta que genera densa cobertura que restringe la superficie libre de uso potencial como nidificación de Gaviota Cangrejera (Marbán & Zalba 2019).

El hallazgo de estas nuevas áreas se produce en un momento en que se está realizando la revisión del plan de manejo de la Reserva Natural Bahía Blanca, Bahía Falsa, Bahía Verde y con su inclusión en la nueva zonificación quedarían incorporadas dentro del área intangible, al igual que el resto de las colonias presentes, a fin de extremar las medidas de protección efectiva de las áreas claves de reproducción durante este período crítico para la especie.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos enormemente todo el trabajo de revisión y del equipo editorial, cuyos acertados comentarios y sugerencias permitieron mejorar el manuscrito. El presente trabajo fue posible gracias al

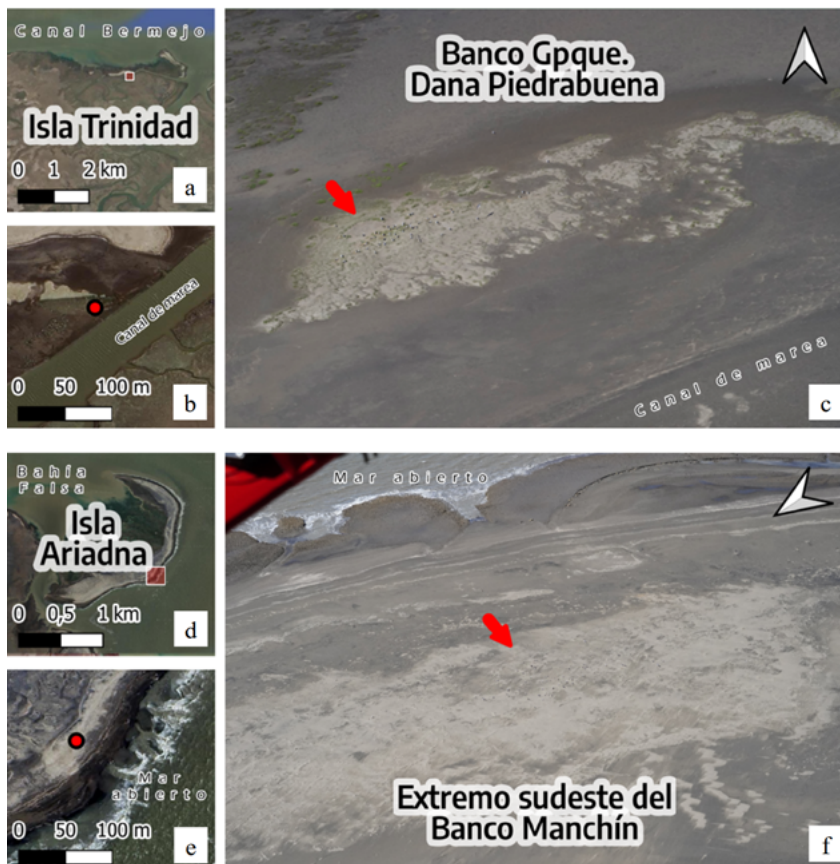


Figura 3. Fotografías aéreas de las nuevas colonias de Gaviota Cangrejera (*Larus atlanticus*) reportadas en A-C) la Isla Trinidad y D-F) Ariadna (Buenos Aires, Argentina). En las imágenes satelitales de referencia de la izquierda (obtenidas de Google Earth) se observa en ambos casos su exposición al agua por la cercanía a la línea de marea. Las imágenes fueron tomadas cerca de las 11:00 h, donde la marea estaba en fase creciente, entre la bajamar de las 07:29 h (1.18 m) y la pleamar de las 13:50 h (3.29 m; Servicio de Hidrografía Naval 2025).

financiamiento otorgado por Nisbet Research Award 2025, de The Waterbird Society, 'Scientific Study and Conservation of the World's Waterbirds'. Queremos expresar nuestra gratitud a la colaboración de los Dres. Pablo Yorio y Nicolás Suárez, por compartir sus amplios conocimientos y experiencias que hicieron posible este censo. Agradecemos el trabajo y la predisposición del piloto Marcelo Davel (MD Helicópteros), en el área de vuelo, y de Darío Podestá, en el área de fotografía. En reconocimiento a su destacada y sostenida labor, se asignó el nombre 'Guardaparque Dana Piedrabuena' al islote de Isla Trinidad donde se registró la nueva colonia, como homenaje a su legado en la conservación de la biodiversidad. El servicio de guardaparques la recordará siempre por su colaboración en el monitoreo de la Gaviota Cangrejera durante la campaña reproductiva realizada en la Isla Trinidad en el año 2024. Además, se contó con el apoyo y aval de la Dirección de Áreas Protegidas del Ministerio de Ambiente de la provincia de Buenos Aires, que aprobaron el plan de trabajo y ofrecieron su experiencia en el área para llevar a cabo el censo. Este trabajo cuenta con autorización pertinente tramitado bajo el expediente EX-2025-20819596-GDEBA-DGAMAMGP.

REFERENCIAS

- Azpiroz AB, Caballero-Sadi D (2017) Gaviota cangrejera (*Larus atlanticus*). En: Azpiroz AB, Jiménez S, Alfaro M (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 and DINARA, Uruguay. Pp. 155-164
- BirdLife International (2025) Species factsheet: Olrog's Gull *Larus atlanticus*. BirdLife DataZone. [URL: <https://datazone.birdlife.org/species/factsheet/olrogs-gull-larus-atlanticus>] (24/10/2025)
- Borboroglu PG, Yorio P (2007) Breeding habitat requirements and selection by Olrog's Gull (*Larus atlanticus*), a threatened species. The Auk 124(4):1201-1212. <https://doi.org/10.1093/auk/124.4.1201>
- Delhey JKV, Carrete M, Martinez MM (2001a) Diet and feeding behaviour of Olrog's Gull *Larus atlanticus* in Bahía Blanca, Argentina. Ardea 89(2):319-329
- Delhey JKV, Petracci PF, Grassini CM (2001b) Hallazgo de una nueva colonia de la Gaviota de Olrog (*Larus atlanticus*) en la ría de Bahía Blanca, Argentina. Hornero 16(1):39-42. <https://doi.org/10.56178/eh.v16i1.914>
- Devillers P (1977) Observations at a breeding colony of *Larus (belcheri) atlanticus*. Le Gerfaut 67:22-43
- Dias MP, Martin R, Pearmain EJ, Burfield IJ, Small C, Phillips RA, Yates O, Lascelles B, Borboroglu PG, Croxall JP (2019) Threats to seabirds: a global assessment. Biological Conservation 237:525-537. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.06.033>
- Fiori MS, Pratolongo PD (eds) (2021) The Bahía Blanca Estuary. Ecology and Biodiversity. Springer Cham, Switzerland. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-66486-2>
- Gregory RD, Gibbons DW, Donald PF (2004) Bird census and survey techniques. En: Sutherland WJ, Newton I, Green R (eds) Bird Ecology and Conservation: A Handbook of Techniques. Oxford University Press, Oxford, UK. Pp. 17-56. <https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780198520863.003.0002>
- Herrera G, Punta G, Yorio P (2005) Diet specialization of Olrog's Gull *Larus atlanticus* during the breeding season at Golfo San Jorge, Argentina. Bird Conservation International 15(1):89-97. <https://doi.org/10.1017/S0959270905000079>
- La Sala LF, Perez A, Martorelli S, Smits J (2011) Breeding Biology of Olrog's Gull in Bahía Blanca Estuary, Argentina. The Wilson Journal of Ornithology 123(2):243-250. <https://doi.org/10.1676/10-156.1>
- Marbán LM, Zalba SM (2019) When the seeds go floating in: A salt marsh invasion. Estuarine, Coastal and Shelf Science 231:106442. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2019.106442>
- Petracci PF, Sotelo, MR, Díaz LI (2008) Nuevo registro de nidificación de la Gaviota Cangrejera (*Larus atlanticus*) en la Reserva Natural Bahía Blanca, Bahía Falsa y Bahía Verde, Buenos Aires, Argentina. Hornero 23(1):37-40. <https://doi.org/10.56178/eh.v23i1.748>
- Servicio de Hidrografía Naval (2025) Tablas de marea: Canal Principal a Bahía Blanca (Par 12 a 16), 17 de octubre de 2025. Ministerio de Defensa de la República Argentina. [URL: https://www.hidro.gov.ar/oceanografia/tmareas/form_tmareas.asp] (11/05/2026)
- Suárez N, Retana MV, Yorio P (2011) Temporal changes in diet and prey selection in the threatened Olrog's Gull *Larus atlanticus* breeding in southern Buenos Aires, Argentina. Ardeola 58(1):35-47. <https://doi.org/10.13157/arla.58.1.2011.35>
- Yorio P, Rábano DE, Friedrich P (2001) Habitat and nest site characteristics of Olrog's Gull *Larus atlanticus* breeding at Bahía San Blas, Argentina. Bird Conservation International 11(1):27-34. <https://doi.org/10.1017/S0959270901001046>
- Yorio P, Bertellotti M, García Borboroglu P (2005) Estado poblacional y de conservación de gaviotas que se reproducen en el litoral marítimo argentino. Hornero 20(1):53-74. <https://doi.org/10.56178/eh.v20i1.819>
- Yorio P, Petracci P, Borboroglu PG (2013) Current status of the threatened Olrog's Gull *Larus atlanticus*: global population, breeding distribution and threats. Bird Conservation International 23(4):477-486. <https://doi.org/10.1017/S0959270913000026>



CIENCIA AVES ARGENTINAS

**Generamos conocimiento,
impulsamos la investigación
y protegemos el futuro de la
ornitología argentina.**



Florencia Morelli