



El Hornero

Revista de
Ornitología
Neotropical

ISSN 0073-3407 | 1850-4884

Volumen 39 - Número 1

Agosto 2024



AVES ARGENTINAS

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

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 Directory of Open Access Journals (DOAJ).



Accedé a la colección completa de El Hornero ingresando a elhornero.avesargentinas.org.ar



Ilustración de tapa: Colibrí de Jourdan (*Chaetocercus jourdani*) realizada por Ariadna Tripaldi.

El Departamento Científico de Aves Argentinas reabre sus puertas a principios del 2020 con el fin de fortalecer el “ala académica” de la institución. Su visión es volver a los pasos de una sociedad científica que reúna a la comunidad ornitológica del país.

Su principal objetivo es fortalecer la comunidad ornitológica tanto profesional como amateur. Además, fundamentalmente busca apoyar la generación de conocimiento sobre las aves de Argentina, tanto básico y teórico, como aquel fundamental para el desarrollo de acciones directas de conservación y manejo.

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* en Argentina,
- organiza de manera bienal las *Reuniones Argentinas de Ornitología* (RAO),
- y acompaña la gestión de la centenaria *biblioteca institucional*.

Conocé más sobre el Departamento científico ingresando a linktr.ee/CienciaAves o escaneando el código QR.





El Hornero

Revista de
Ornitología
Neotropical

Establecida en 1917

ISSN 0073-3407 (Versión impresa) · ISSN 1850-4884 (Versión electrónica)

Volumen 39 - Número 1 - Agosto 2024

Editor en Jefe

Dr. Sergio Lambertucci · *Grupo de Investigaciones en Biología de la Conservación, INIBIOMA-CONICET-Universidad Nacional del Comahue, Bariloche, Argentina*

Editores Adjuntos

Dr. Ignacio Roesler · *Programa Biodiversidad y Conservación, Dpto. de Análisis de Sistemas Complejos, Fundación Bariloche-CONICET, Bariloche, Argentina*

Dra. Karina Speziale · *Grupo de Investigaciones en Biología de la Conservación, INIBIOMA-CONICET-Universidad Nacional del Comahue, Bariloche, Argentina*

Editores Asociados

Dr. Adrián Di Giacomo · *Laboratorio de Biología de la Conservación, CECOAL-CONICET, Corrientes, Argentina*

Dr. Alex E. Jahn · *Environmental Resilience Institute, Indiana University, Estados Unidos*

Dra. Andrea Raya Rey · *Laboratorio de Ecología y Conservación de Vida Silvestre, grupo Aves, CADIC-CONICET, Ushuaia, Argentina*

Dra. Beatriz M. Miranzo · *Centro para el Estudio y Conservación de las Aves Rapaces en Argentina (CECARA), FCEYN-UNLPam & INCITAP-CONICET, La Pampa, Argentina*

Dra. Bettina Mahler · *Laboratorio de Ecología y Comportamiento Animal, IEGEBA-CONICET, FCEN-UBA, Buenos Aires, Argentina*

Dra. Cynthia Ursino · *Department of Ecology and Evolutionary Biology, Princeton University, Estados Unidos*

Dr. David Canal · *Institute of Ecology and Botany (IEB-CER), Hungría*

Dr. Germán García · *Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (IIMyC-CONICET), FCEYN-UNMDP, Mar del Plata, Argentina*

Dr. Juan Ignacio Areta · *Laboratorio de Ecología, Comportamiento y Sonidos Naturales (ECOSON), IBIGEO-CONICET, Rosario de Lerma, Argentina*

Dra. Kristina L. Cockle · *Grupo de Ecología y Conservación de Aves, Instituto de Biología Subtropical-CONICET-UNaM, Puerto Iguazú, Argentina*

Dra. Laura Gangoso · *Departamento de Biodiversidad, Ecología y Evolución, Facultad de Biología - Universidad Complutense de Madrid, España*

Dr. Lucas Leveau · *Instituto de Ecología, Genética y Evolución de Buenos IEGEBA-CONICET, FCEN-UBA,*

Buenos Aires, Argentina

Dra. Nérida Villaseñor · Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza, Universidad de Chile & Facultad de Ciencias de la Salud, Universidad Bernardo O'Higgins, Santiago, Chile

Dr. Pablo Plaza · Grupo de Investigaciones en Biología de la Conservación, INIBIOMA, CONICET- Universidad Nacional del Comahue, Bariloche, Argentina

Dra. Susana Peluc · Grupo de Ecología y Ecofisiología de Aves, IDEA, CONICET- Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina

Editoras de Resúmenes en Inglés

Diana Raimondo, Alba Mora, Romina Carabajal, Martha Bianchini & Sol Dibo · Servicio de Traducción, Facultad de Lenguas. Universidad Nacional del Comahue, Neuquén, Argentina. <http://www.uncoma.edu.ar>

Dra. Maria Smith · Cornell Lab of Ornithology

Revisores de Formato

Jorgelina Guido, Ariadna Tripaldi, Ezequiel Racker & María del Castillo

Dirección General

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

Diseño Gráfico & Desarrollo Open Journal Systems

María del Castillo · Departamento Científico, Aves Argentinas (delcastillo@avesargentinas.org.ar)

Información Editorial

Oficina editorial: Instituto en Biodiversidad y Medio Ambiente, INIBIOMA, CONICET- Universidad Nacional del Comahue, Quintral 1250 (8400), Bariloche, Argentina.

Email: elhornero@avesargentinas.org.ar

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



Miembro de



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



Contenidos/Contents

Punto de Vista

Rodenticidas anticoagulantes: una amenaza ignorada para las aves rapaces de Argentina y otros países de Sudamérica <i>Anticoagulant rodenticides: an ignored threat to birds of prey in Argentina and other South American countries</i>	7
--	---

Revisión

¿Qué se ha investigado en aves en la ecorregión pampeana en el período 1980-2020 y con qué fines? <i>What has been researched on birds in the Pampas ecoregion in the period 1980-2020 and what for?</i>	35
--	----

Artículos

Características de dormideros comunales de Loros Habladores (<i>Amazona aestiva</i>) en la Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina: una población fuera de su rango de distribución natural <i>Characteristics of a communal roost of Amazona aestiva in the Autonomous City of Buenos Aires, Argentina: a population outside its natural distribution range</i>	55
Estudio ornitolimnológico en el Seno de Reloncaví, Patagonia Norte, Chile <i>Ornitholimnological study in the Reloncaví Sound, Northern Patagonia, Chile</i>	65
Actualización de los registros de aves en la provincia de Imbabura, ubicada en los Andes tropicales de Ecuador <i>Overview and update of bird records from the tropical Andes: Imaburra province, Ecuador</i>	79
Diversidad de aves y caracterización de la vegetación en Sierra Los Difuntos, Buenos Aires, Argentina: implicancia de la estacionalidad y la topografía <i>Avian biodiversity and vegetation characterization of Sierra los Difuntos, Buenos Aires, Argentina: implications of seasonality and topography</i>	91
Programa ECOFAM: integrando ciencia ciudadana y fauna marina en la costa de la provincia de Buenos Aires <i>ECOFAM Program: integrating citizen science and marine fauna on the coast of Buenos Aires Province</i>	105

Comunicaciones breves

El nido y los huevos del Colibrí de Jourdan <i>Chaetocercus jourdani andinus</i> , con una revisión de los datos reproductivos del género <i>The nest and eggs of the Rufous-shafted Woodstar Chaetocercus jourdani andinus, with a review on the breeding data for the genus</i>	119
El registro poco común de un ave paseriforme andina, el Picogrueso Dorsinegro, en el sureste de Brasil <i>An unusual record of an Andean passerine, the Black-backed Grosbeak, in southeastern Brazil</i>	125
¿Migra el Pitiayumí <i>Setophaga pitiayumi pitiayumi</i> ? <i>Does the Pitiayumi Setophaga pitiayumi pitiayumi migrate?</i>	129



RODENTICIDAS ANTICOAGULANTES: UNA AMENAZA IGNORADA PARA LAS AVES RAPACES DE ARGENTINA Y OTROS PAÍSES DE SUDAMÉRICA

Anticoagulant rodenticides: an ignored threat to birds of prey in Argentina and other South American countries

Miguel D. Saggese^{1*}, Valeria Ojeda², Gala Ortiz³, Laura Casalins², Fernando Gonzalez⁴, Carlos Ale⁵, Rafael Mateo^{6,7}

¹College of Veterinary Medicine, Western University of Health Sciences, Pomona, 91766, California, USA

²Instituto de Investigaciones en Biodiversidad y Medio Ambiente (INIBIOMA, Universidad Nacional del Comahue-CONICET), Quintral 1250, 8400 Bariloche, Río Negro, Argentina

³Fundación Rewilding Argentina, Camino De La Ribera 649, 1641 Acaassuso, Buenos Aires, Argentina

⁴GREFA (Grupo de Rehabilitación de la Fauna Autóctona y su Hábitat). Ctra. Monte del Pilar s/n, 28220, Majadahonda, Madrid, España. Sección Departamental de Farmacología y Toxicología, Facultad de Veterinaria, Universidad Complutense de Madrid, Madrid, España

⁵CONICET y Administración de Parques Nacionales, Departamento de Conservación y Educación Ambiental, Parque Nacional Lago Puelo, Chubut, Argentina

⁶Instituto de Investigación en Recursos Cinegéticos-IREC, CSIC-UCLM-JCCM, Ronda de Toledo 12, Ciudad Real 13005, España

⁷Institute of Environmental Assessment and Water Research (IDAEA-CSIC), Jordi Girona, 18, 08034, Barcelona, España

*msaggese@westernu.edu

RESUMEN: En Argentina, el riesgo que los rodenticidas anticoagulantes podrían presentar para las aves rapaces locales fue reconocido inicialmente en la década de 1980. Lamentablemente, 40 años después de esta primera señal de alarma, los rodenticidas anticoagulantes siguen siendo ampliamente utilizados en el país y en toda Sudamérica, sin haberse estudiado el problema medioambiental que estos pueden suponer. Aquí presentamos una revisión práctica e integral sobre los rodenticidas anticoagulantes y la intoxicación por estos en aves rapaces. Discutimos su impacto, tanto sobre individuos como en poblaciones, como también los aspectos relacionados al manejo de animales intoxicados y a la necesidad de contar con capacidad diagnóstica en la región. La información aquí recopilada permitirá contar con contenidos relevantes, actualizados y accesibles necesarios para abordar el estudio de esta amenaza para la conservación de las aves rapaces de Argentina y de otros países de Sudamérica. Al mismo tiempo, esperamos que promueva investigaciones sobre el tema que permitan dar los pasos necesarios para evaluar y mitigar el riesgo que el uso de los rodenticidas anticoagulantes puede tener sobre las aves rapaces y otra fauna silvestre.

PALABRAS CLAVE: *aves rapaces, coagulación, conservación, intoxicación, manejo, prevención, rodenticidas anticoagulantes, roedores, vitamina K*

ABSTRACT: In Argentina, the risk that anticoagulant rodenticides could pose to local birds of prey was initially recognized in the 1980s. Unfortunately, 40 years after this first warning sign, anticoagulant rodenticides are still widely used in the country and throughout South America, without having studied the environmental problem that these products may cause. Here we present a practical and comprehensive review on anticoagulant rodenticides and their poisoning in birds of prey. We discuss their impact, both on individuals and their populations, the main aspects related to the management of intoxicated animals, and the need for diagnostic capacity in the region. The information collected here provides relevant, up-to-date, and accessible content necessary to address the study of this threat to the conservation of birds of prey in Argentina and other South American

countries. At the same time, we hope that it will promote research on the subject that will allow the necessary steps to be taken to assess and mitigate the risk that the use of anticoagulant rodenticides may have on birds of prey and other wildlife.

KEYWORDS: *anticoagulant rodenticides, coagulation, conservation, management, poisoning, prevention, raptors, rodents, vitamin K*

“Obvio es anotar que no deben aplicarse rodenticidas allí, porque al hacerlo se eliminarán no sólo los roedores sino también un alto número de especies carnívoras entre las que se contará la Lechuza de Campanario (Tyto furcata) con seguridad” - Elio Massoia (1983)

Rodenticidas Anticoagulantes: una amenaza ignorada para las aves rapaces

Las aves rapaces constituyen un grupo diverso y heterogéneo de especies, clásicamente comprendidas en tres órdenes (Strigiformes, búhos y lechuzas; Accipitriformes, águilas, buitres, cóndores, milanos y gavilanes; Falconiformes, caracaras y halcones) (Ferguson-Lees Christie 2001, Mikkola 2013, Bildstein 2017, pero ver McClure et al. 2020 por una interpretación diferente). Presentan una gran variedad de formas, adaptaciones y tamaños y se las encuentra en todos los continentes exceptuando la Antártida (Ferguson-Lees & Christie 2001, Mikkola 2013, Bildstein 2017). Su amplio potencial predatorio y espectro trófico les permite ocupar una gran variedad y diversidad de hábitats naturales o altamente modificados, tales como agroecosistemas, cultivos, plantaciones forestales e incluso áreas con variado grado de urbanización (Bildstein 2017, Boal & Dykstra 2018). Actualmente, una de cada cinco especies en este grupo presenta alguna amenaza de extinción y más de la mitad tienen sus poblaciones en declive, principalmente por causas de origen antrópico (Donazar et al. 2016, McClure et al. 2018, 2023, O'Bryan et al. 2022, Shaw et al. 2024). La lista de noxas para las aves rapaces es extensa (Fig. 1), y pueden tener un efecto sinérgico que al combinarse puede afectar severamente a poblaciones enteras (McClure et al. 2018, 2023, Madden et al. 2019, Slater et al. 2020, Panopio et al. 2021, Gómez et al. 2022, Martínez-Ruiz et al. 2023, Shaw et al. 2024). Dentro de esta larga lista encontramos a los contaminantes ambientales, entre los que se encuentran los rodenticidas anticoagulantes (RA) (Thomas et al. 2011, López-Perea & Mateo 2018, Murray 2018, Nakayama et al. 2019, Gómez et al. 2022).

Ya a principios de la década de los 80 Elio Massoia, maestro normal nacional, referente de la mastozoología argentina y pionero en el estudio de la dieta de aves

rapaces neotropicales, alertaba sobre el peligro de los RA para búhos y lechuzas (Massoia 1983). Hoy, esta alerta sigue vigente, aunque ignorada; poco se ha avanzado en el estudio y prevención de la ecotoxicidad que los RA presentan para las aves rapaces y otra fauna silvestre de Argentina, y lo mismo aplica a otros países de Sudamérica. Esto contrasta con las numerosas investigaciones y publicaciones realizadas sobre la detección, prevalencia de exposición y efectos de los RA en aves rapaces en otras regiones del planeta. Por ejemplo, tan solo en Pubmed® entre los años 1990 y 2023 se identificaron 104 publicaciones científicas sobre este tema (Pubmed search: Rodenticide + Raptors), incluyendo artículos originales y revisiones en revistas científicas periódicas, a los que hay que sumar otras revisiones recogidas en libros (Watt et al. 2005, van den Brink et al. 2018, McClure et al. 2018, 2023, Rattner & Harvey 2021, Gómez et al. 2022). Comparativamente, una búsqueda similar para Argentina y Sudamérica (Pubmed search: Rodenticide + Raptors + Argentina o South America) identificó tan solo dos referencias (Plaza et al. 2019, Saggese et al. 2022), coincidente con la limitada información que existe en general para las aves rapaces tanto en este país como en el subcontinente.

El desconocimiento que existe en la región sobre los RA tiene diversas explicaciones. Por un lado, las aves rapaces argentinas y sudamericanas siguen siendo un grupo comparativamente poco estudiado (Bierregaard 1998, Saggese 2021) y con un número muy limitado de investigadores dedicados a ellas (Trejo 2007, Trejo & Ojeda 2015). Además, la información sobre RA y la intoxicación por RA (IRA) está publicada principalmente en inglés y en revistas científicas que, por lo general, tienen un costo elevado para acceder a sus artículos. Esto dificulta el reconocimiento, la difusión y el entendimiento de esta amenaza para las aves rapaces en los países de habla castellana. Como resultado, el personal técnico perteneciente a agencias de conservación y manejo de la fauna silvestre, veterinarios, agrónomos, agricultores, ingenieros en producción de alimentos, bromatólogos, y personal técnico y gerencial de compañías dedicadas al control de plagas suelen desconocer el problema. Incluso entre ecólogos, ornitólogos, y rehabilitadores de fauna que trabajan con aves rapaces los RA suelen no ser

considerados, y mucho menos investigados. Por lo tanto, resulta esencial disponer de información técnica detallada y actualizada sobre los RA y sus perniciosos efectos sobre las aves rapaces con un enfoque regional para cubrir así este vacío de información.

El objetivo de esta comunicación es brindar una revisión práctica e integral sobre los RA, la intoxicación que estos generan (IRA), su impacto sobre individuos y poblaciones de aves rapaces y su manejo y prevención. Esta información permitirá contar con contenidos relevantes, actualizados y accesibles que contribuyan a la difusión de esta amenaza para la conservación de las aves rapaces de esta región, y a promover investigaciones sobre el tema que permitan dar los pasos necesarios para reducir y/o eliminar eventualmente el impacto de los RA sobre las aves rapaces, otra fauna silvestre e incluso sobre la salud de los seres humanos y animales domésticos, abordando el problema dentro del enfoque de *Una Salud*, de acuerdo con recientes recomendaciones (Petan-Brewer et al. 2022).

Un problema con historia

Desde los albores de las primeras comunidades humanas que colectaban y almacenaban alimentos, las ratas, ratones y otros roedores han mantenido una sostenida asociación con los seres humanos (van den Brink et al. 2018). Posiblemente esta relación se extienda a la aparición del *Homo sapiens* hace aproximadamente 200 000 años, e incluso mucho antes, con la emergencia de otras especies del género *Homo*, tales como *H. neanderthalensis*, quienes ya habitaban cuevas y otros refugios naturales donde almacenaban alimentos (Nielsen et al. 2020). Esta convivencia no ha sido muy bien valorada debido al impacto negativo que los roedores tienen sobre la salud humana al transmitir enfermedades, consumir y dañar su alimento, causar daños edilicios e impactar negativamente sobre los cultivos, entre otras acciones perjudiciales. Así, los seres humanos han perseguido e intentado controlarlos por medio de diversos métodos desde la antigüedad (van den Brink et al. 2018, Ruiz-López et al. 2022).

A principios del siglo XX, diversos compuestos químicos comenzaron a ser utilizados como rodenticidas (Newton 1979, 1998). El sulfato de talio, el cianuro, la fluoroacetamida, la estricnina, y los fosfuros metálicos (de zinc o aluminio), entre otros, fueron aplicados en el medio ambiente con este fin (Newton 1979, 1998). Desde su uso inicial estos compuestos fueron reconocidos como de alto riesgo para seres humanos y animales domésticos (Lipton & Klass 1984), limitán-

dose o suspendiéndose su uso hacia finales del siglo pasado en algunos países, siendo reemplazados por otros considerados menos peligrosos. Así, en 1920, el descubrimiento de los efectos anticoagulantes de la cumarina, presente en tréboles del género *Mellilotus*, y su derivado dicumarol, dio origen a la era de los RA con el desarrollo de la warfarina (Link 1959, Jackson & Ashton 1992). A partir de su comercialización en los años 40s, los RA tomaron un mayor protagonismo en los esfuerzos para combatir roedores, difundiendo su aplicación global rápidamente (Jacob & Buckle 2018). Sin embargo, poco después de su uso inicial, sus residuos metabólicos comenzaron a ser detectados en un amplio rango de especies de fauna silvestre no blanco (Brakes & Smith 2005, Riley et al. 2007, Sánchez-Barbudo et al. 2012, Langford et al. 2013, Elliott et al. 2014). En las décadas siguientes, una gran variedad de derivados de la cumarina (y también de las indandionas, otro grupo con similares propiedades y mecanismo de acción) ganaron popularidad como rodenticidas, expandiéndose este uso a todos los continentes (Jacob & Buckle 2018). Un indicador del uso masivo de los RA viene dado por el valor que este mercado alcanzó en los últimos años como resultado de políticas y acciones tanto de carácter privado como gubernamentales destinadas a combatir roedores. Así, en el año 2019, el uso global de estos productos alcanzó un valor cercano a los 2000 millones de dólares y se anticipa que este valor alcanzará los 2700 millones de dólares en el año 2027 (Anónimo 2023a).

Reconocimiento inicial de los efectos de los RA en aves rapaces y otra fauna silvestre

Los efectos de los RA sobre la fauna silvestre fueron reconocidos inicialmente a finales de la década de 1960 en visones (*Neovison vison*) (Evans & Ward 1967). En las décadas siguientes, estos compuestos comenzaron a ser detectados en el hígado y otros tejidos de aves rapaces y otras especies expuestas a RA, tanto en condiciones experimentales de laboratorio como en forma natural (Mendenhall & Pank 1980, Newton et al. 1999). Estudios posteriores han confirmado estos hallazgos y establecido la toxicidad e impacto de estos RA en aves rapaces de Estados Unidos y Canadá (Newton et al. 1990, Stone et al. 2003, Elliott et al. 2022) y Europa (Newton 1999, Lambert et al. 2007, Christensen et al. 2012, Sánchez-Barbudo et al. 2012, Oliva-Vidal et al. 2022). Los RA también han sido detectados en aves rapaces de Malasia (Salim et al. 2014) y Taiwán (Hong et al. 2018, 2019) en Asia, y en Australia (Lohr 2018, Pay et al. 2021, Cooke et al. 2023) y Nueva Zelanda (Eason et al. 2002) en Oceanía. Esto



Figura 1. Principales noxas que pueden afectar la conservación de numerosas especies de aves rapaces diurnas y nocturnas. A) Cóndor Andino (*Vultur gryphus*), B) Caburé Grande (*Glauclidium nana*), C) Gavilán Ceniciento (*Circus cinereus*), D) Halconcito Colorado (*Falco sparverius*). Fotos F. Vital.

un diagnóstico toxicológico (Massoia 1983, Massoia com. pers.). Lamentablemente, 40 años después de esta primera señal de alarma, los RA siguen siendo ampliamente utilizados en el país y en toda Sudamérica (ver luego), sin reconocerse el problema de salud pública y medioambiental que estos suponen (Plaza et al. 2019, Saggese et al. 2022).

Tipos de Rodenticidas Anticoagulantes

Los RA son un grupo funcional de compuestos orgánicos que derivan de modificar la estructura química de la 4-hidroxycumarina y la indandiona (Material suplementario A). Por sí solas, estas moléculas tienen actividad anticoagulante limitada en comparación con las formas derivadas. De acuerdo con su actividad biológica, podemos dividir a los RA en aquellos denominados de primera (RAPG) y de segunda (RASG) generación (Material suplementario A; Valchev et al. 2008, Murphy 2012, Rattner & Mastrota 2018, Mercer et al. 2022).

Los RAPG incluyen a la warfarina, coumatclor, difacinona, pindona, valona, clorofacinona, coumatrilil y coumatetralil. Los RAPG usualmente requieren de una exposición repetida por medio de la ingesta de varias dosis y durante varios días para causar su efecto letal. La excepción dentro de este grupo es el coumatetralil, caracterizado por tener una acción comparativamente más larga (Watt et al. 2005, Nakayama et al. 2019). Poco después de su amplia difusión y extendido uso comenzó a observarse una resistencia a los RAPG en los roedores (Boyle 1960, Buckle et al. 1994, Cowan et al. 2016, Feinstein et al. 2016), quienes directamente evitaban los rodenticidas o ya no morían al ingerirlos. Esto dio origen al desarrollo y utilización de un nuevo y amplio elenco de RASG a partir de la década de 1970, pese a ser más costosos que los de RAPG (Nakayama et al. 2019). Los RASG incluyen al brodifacoum, bromadiolona, difenacoum, flocoumafen y difetialona. Suelen recibir el nombre de “superwarfarinas”, “RA de dosis única o monodosis” o “RA de larga acción”, ya que no suelen requerir más que un único evento de exposición para lograr su objetivo. Los RASG suelen ser más palatables (son fácilmente aceptados por los roedores) y los roedores expuestos mueren varios días e incluso semanas después de la ingesta y sin asociar el consumo del producto con su efecto letal (Watt et al. 2005, Murphy 2012, Nakayama et al. 2019).

Los RASG presentan una cadena lateral de hidrocarburos policíclicos en “-3”, incrementando su afinidad por la vitamina K1-2,3 epóxireductasa, haciéndolos más tóxicos que los RAPG (Rattner & Harvey 2021,



Figura 2. Situaciones y lugares donde la utilización de los RA es frecuente.

confirma que la exposición de las aves rapaces a estos compuestos es un problema global (Jacob & Buckle 2018, Nakayama et al. 2019, Gómez et al. 2022).

En Argentina, el riesgo que los RA podrían presentar para las aves rapaces locales fue reconocido tempranamente a partir del conocimiento ecológico general, la evidencia científica que comenzaba a ser recogida en otros lugares del mundo y el sentido común incluso en ausencia de evidencias clínicas o de

Mercer et al. 2022). Recientemente, se ha detectado resistencia a RASG tales como la bromadiolona, el brodifacoum y el difenacoum (Vein et al. 2011, Buckle 2013, Ruiz-López et al. 2022). Los RASG más utilizados y detectados en especies no blanco suelen ser el brodifacoum, la bromadiolona y el difenacoum, solos o combinados (más de un RA identificado en el hígado de un mismo animal) (Stone et al. 2003, Langford et al. 2013, Nakayama et al. 2019).

Es importante mencionar que muchos otros productos, llamados rodenticidas no anticoagulantes, han sido y/o continúan siendo aplicados globalmente para combatir roedores y otras especies animales, incluyendo la vitamina D3 (colecalciferol) y la brometolina, entre otros, cuya utilización está en aumento (Gupta 2018). Revisiones recientes de estos compuestos y discusiones sobre su toxicidad para animales y seres humanos escapa al objetivo de este trabajo, pero pueden encontrarse en Swenson & Bradley (2013), Gupta (2018), Isackson & Irizarry (2022) y Murray & Cox (2023).

Uso y comercialización de RA

Los RA se utilizan en todo lugar donde haya roedores que eliminar. Esto implica una variada y amplia posibilidad de situaciones donde estos compuestos pueden causar sus efectos sobre las especies blanco y no blanco (Fig. 2). Un ejemplo es la aplicación de RA en grandes cantidades en la zona norte del bosque andino patagónico, Argentina, como respuesta a explosiones demográficas cíclicas de roedores (Sage et al. 2007). En más de uno de estos episodios se han registrado muertes masivas de estrigiformes en la etapa post-control (V. Ojeda, datos sin publicar). La presentación epidemiológica y los resultados de necropsia apoyan el diagnóstico presuntivo de IRA en estas aves (V. Ojeda, datos sin publicar).

La utilización y comercialización de los RA está sujeta a regulaciones que varían con el país, estado, provincia o municipio. Por ejemplo, en EEUU, la venta y aplicación de RASG suele estar restringida a profesionales y su aplicación autorizada únicamente a situaciones específicas, no estando permitidos para su aplicación por parte del público general (Quin et al. 2019, Saggese et al. en prensa). Los RAPG pueden seguir siendo comercializados y utilizados por estos actores, dado que son considerados de menor riesgo de exposición secundaria debido a su vida media más corta (Erikson & Urban 2004, Murray 2011), si bien recientemente se han iniciado acciones, por ejemplo, en California, donde la legislatura estatal promulgó una ley para reducir el acceso y uso de la difacinona,

un RAPG disponible al público general hasta el 2023. En España, los RA están disponibles para el uso doméstico del público general en tiendas no especializados en este tipo de compuestos, si bien su uso como plaguicidas ya no está autorizado en la agricultura (MAPA 2024). En Argentina, la lista de RA autorizados y disponibles comercialmente es publicada por la ANMAT (Administración Nacional de Medicamentos, Alimentos y Tecnologías), perteneciente al Ministerio de Salud, Presidencia de la Nación de la República Argentina. Hasta octubre del 2023, se lista, sobre un total de 175 “Productos desinfestantes” (sic) / plaguicidas (insecticidas, raticidas) de “Venta Profesional”, a 41 formulaciones “raticidas” del tipo RA de “Venta Libre” y elaborados por 14 laboratorios autorizados (ANMAT 2024a). De esa lista, el RA presente en más formulados comerciales es el brodifacoum (n=22, 54%) seguido por la bromadiolona (n=14, 34%). La difetialona (n=2), el floccoumafen (n=2) y la warfarina (n=1) constituyen el 12% restante. Además, en otro listado la ANMAT autoriza unos 5 productos conteniendo bromadiolona (n=3) y brodifacoum (n=2), elaborados por 4 laboratorios diferentes, como de venta libre (ANMAT 2024b). Si bien estas listas son renovadas periódicamente por la ANMAT, estos productos permanecen en el mercado por tiempo prolongado, incluso luego de su remoción de estos listados.

Los productos autorizados y provenientes de laboratorios registrados deben incluir en su etiqueta la sustancia activa, indicaciones para su manipulación, descripción de las posibles vías de absorción, toxicidad en humanos y animales domésticos, primeras medidas ante la exposición accidental, recomendaciones para los agentes primarios de salud y la dirección y número de teléfono del centro toxicológico más cercano. Desafortunadamente, la existencia de normas y disposiciones que reglamentan su comercialización en Argentina no aseguran su cumplimiento. Esto obedece a deficiencias en la fiscalización, ausencia de educación ambiental y también al desinterés y/o desconocimiento por parte de los usuarios. Diversos centros mayoristas de distribución venden estos RA a subdistribuidores, compañías dedicadas al manejo de plagas y a subcontratistas. Estos suelen contar con asesoramiento profesional y, dentro del marco legal argentino, solo pueden vender ciertos productos a distribuidores y terceros autorizados por el Ministerio de Salud de la Nación. Tanto en nuestra experiencia como en la de otros colegas sudamericanos (S. Alvarado-Chile, com. pers.; L. Arias Bernal-Colombia, com. pers.; M. Freundt y J. A. Otero-Perú, com. pers., E. Pio Carvalho-Brasil, com. pers.), este tipo de

comercialización es de muy difícil fiscalización y no está siempre restringida a profesionales o empresas habilitadas y controladas, tanto en Argentina como en estos y otros países sudamericanos. En estos, el público general también suele tener acceso a la compra de estos productos en centros de acopiamiento y distribución, incluso en negocios minoristas, sin mayores controles ni asesoramiento sobre las pautas mínimas necesarias para aplicarlos sin poner en riesgo la salud del operador, de terceros, animales domésticos y fauna silvestre. Ferreterías, empresas de materiales para la construcción, viveros, cadenas de supermercados y almacenes, entre otras bocas de expendio venden estos productos al público general. Incluso pueden obtenerse en tiendas para mascotas, veterinarias y forrajearías (autores-Argentina, datos no publicados; S. Alvarado-Chile, com. pers.; M. Freundt y J. A Otero-Péru, com. pers.; L. Arias Bernal-Colombia, com. pers.; E. Pio Carvalho-Brasil, com. pers.). De acuerdo con lo publicitado en un sitio de venta online de Argentina (accedida en enero 2024), más de 290 productos comerciales son comercializados en diferentes formas y concentraciones. La oferta hallada de productos incluye algunos importados de otros países, por ejemplo de China, que se anuncian como uno de los más vendidos y efectivos, sin incluir al menos una descripción de sus componentes activos en su empaque, y que no se pudo encontrar en los registros de la ANMAT. Muchos otros productos registrados en listas previas de la ANMAT, hoy no permitidos, estarían aun circulando en el mercado, incluyendo productos que contienen difenacoum al 0.025%, muy por encima de la riqueza (concentración) del 0.005% normalmente usada en los formulados de RASG.

La presentación comercial y forma de administración de todos los RA es variada. En Argentina y otros países sudamericanos se los obtiene en forma de gránulos, bloques parafinados (con lo cual perduran en el ambiente sin descomponerse ni perder sus propiedades, cuando no son consumidos rápidamente), extrudados ("pellets") y pastas o jaleas. Todas estas con diferentes concentraciones del producto base (brodifacoum, bromadiolona y flocoumafen al 0.005%, difetialona al 0.0025%, warfarina y difenacoum al 0.025%) en un excipiente palatable para los roedores. Las formulaciones suelen estar teñidas con colores intensos como el verde, azul, amarillo o rojo con la finalidad de atraer aún más a los roedores, excretándose sin modificaciones en las heces, característicamente teñidas, de estos animales, lo que denota su consumo (Jackson & Ashton 1992, Watt et al. 2005). Algunos de estos productos contienen también un componente

que le otorga sabor amargo, con el fin de prevenir su ingesta por niños y mascotas (Watt et al. 2005).

Usualmente los RA deben ser colocados dentro de cajas cebaderas (hechas de polietileno de alta densidad u otros materiales plásticos) de diferente tamaños y formas o en tubos de PVC que sirven como sitio de exploración, refugio y, sobre todo, de búsqueda de alimento para los roedores (Fig. 3). Deben ser herméticas y de difícil apertura para niños y animales (Jackson & Ashton 1992); pero esta propiedad de las cajas puede perderse en algunos casos como resultado de su uso repetido, desgaste y exposición a factores ambientales que disminuyen su hermeticidad. Todo esto favorece la liberación de los RA al medio ambiente, predisponiendo a su consumo por parte de otras especies no blanco.

Las cajas cebaderas clásicamente poseen un sitio de entrada y uno de salida (Fig. 3) para los roedores que suelen investigarlas, al ser atraídos por los cebos, durante sus desplazamientos. Se las sitúa en lugares estratégicos donde los roedores transitan (por ejemplo, pegadas a las paredes, en altillos o sujetas a ramas, Fig. 3), a una distancia variable una de otra según el grado de infestación por roedores, o en lugares donde los mismos buscan o acceden al alimento. Estas cajas cebaderas deberían estar correctamente identificadas mediante una etiqueta con información sobre la compañía u operador responsable, el RA utilizado, su concentración, exhibir el símbolo o pictograma de veneno y leerse claramente "no tocar" o "peligro, veneno". También deben incluir un número de identificación, y aportar información sobre centros toxicológicos (nombre, dirección y teléfono) en forma clara y visible. Sin embargo, raramente se cumplen todas estas disposiciones (Fig. 3).

¿Como se exponen las aves rapaces y otros animales a los RA?

Los cebos con RA no solo son atractivos para los roedores comensales que se desea controlar sino que también son consumidos en forma directa por numerosas especies no blanco, incluyendo roedores silvestres (MAD 2021a). Invertebrados (crustáceos, insectos, arañas, lombrices, caracoles y babosas), reptiles (lagartijas, serpientes), anfibios (ranas y sapos), otros mamíferos y aves pequeñas también pueden acceder a ellos (Booth et al. 2003, Thomas et al. 2011, Johnston et al. 2015, Masuda et al. 2015, Pitt et al. 2015, Poessel et al. 2015, Alomar et al. 2018, Elmeros et al. 2019, Nakayama et al. 2019, Lettoof et al. 2020). La lluvia y los sistemas de riego pueden humedecer estos cebos y



Figura 3. Distintos modelos y usos de cajas cebaderas con variada información en sus etiquetas. **A y B** indican el RA utilizado, nombre y número de la empresa (tachado) y la palabra (o símbolo) “veneno”. **C** muestra el símbolo de veneno, indica en forma escrita y clara “Peligro-No tocar” y la información sobre la empresa responsable, pero no indica el producto utilizado ni aporta información sobre centros toxicológicos. En relieve y en la etiqueta puede leerse Peligro-No tocar. **D** es una caja cebadera para ratones, de menor tamaño, sin ningún tipo de información. **E** muestra una caja cebadera del tipo circular. **F y G** muestran cajas cebaderas colocadas a la entrada de una estación de servicio (gasolinera) y en una planta industrial a lo largo de un corredor. Fotos M.D. Saggese (A, B, C, D, F y G) y S. Alvarado (E).

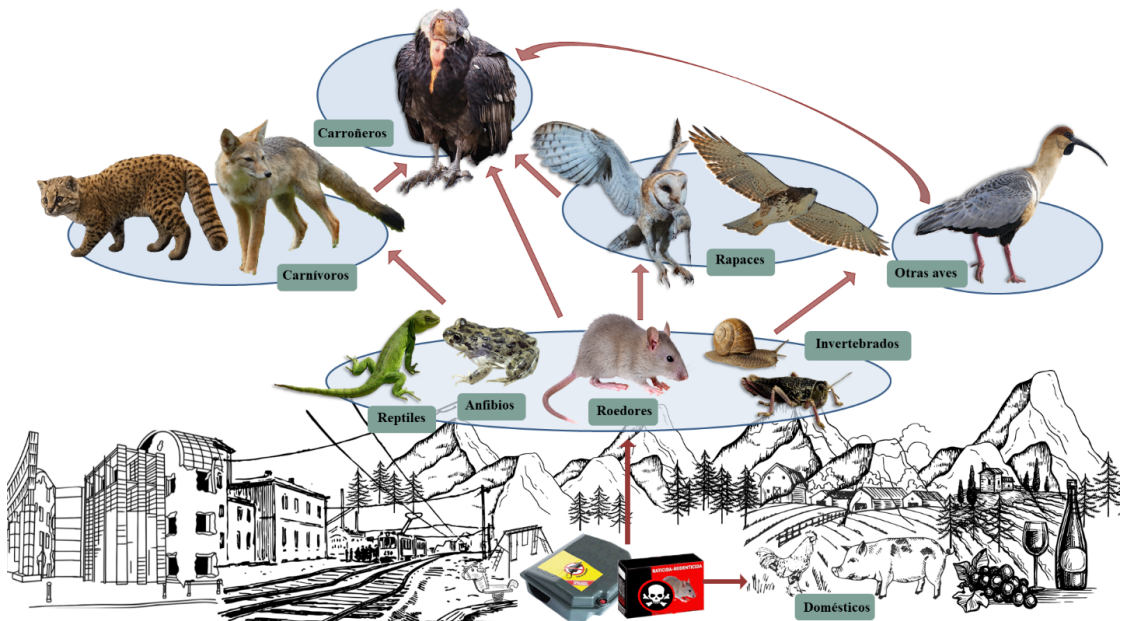


Figura 4. Escenarios hipotéticos y simplificados de intoxicación con RA en aves de presa y otras especies silvestres y domésticas. A partir del uso de estos productos en una variedad de situaciones, los roedores, por ejemplo, el Ratón Doméstico (*Mus musculus*) y otras especies no blanco tales como la Lagartija Verde Patagónica (*Liolaelmus gununakuna*), la Rana del Challhuaco (*Atelognathus nitoi*), el Caracol Común (*Cornu aspersum*) e insectos como la Tucura Sapo (*Bufo marinus*) pueden intoxicarse al consumirlos. Estas y otras especies contaminadas pueden ser presa de aves rapaces, como el Aguilucho Andino (*Buteo albicollis*) y la Lechuza de Campanario (*Tyto alba*), y de carnívoros como el Zorro Gris (*Lycalopex griseus*) y el Gato Huiña (*Leopardus guigna*) e incluso otras aves carnívoras y/o insectívoras, como la Bandurria Austral (*Theristicus melanotis*). Todas ellas pueden ser incluso fuente de RA para especies carroñeras como el Cóndor Andino (*Vultur gryphus*). Fotos F. Vidal y N. Perez.

arrastrar los RA hacia estanques, desagües y charcos, aportando estos compuestos a microhábitats dentro de la cadena trófica de peces, anfibios, otros vertebrados e invertebrados acuáticos, pudiendo incluso desembocar en ecosistemas fluviales y marinos (Masuda et al. 2015, Pitt et al. 2015, Regnery et al. 2020). Dado que todas estas especies tienen el potencial de convertirse en presas o carroña, incluso aves rapaces contaminadas (Valverde et al. 2020), las cadenas de contaminación varían con cada ecosistema.

Las aves rapaces incorporan principalmente a los RA de forma indirecta y en diferentes concentracio-

nes (Hindmarch & Elliot 2018) (Fig. 4). Dependiendo de cuáles son los compuestos utilizados en un determinado escenario espaciotemporal, y qué organismos sean afectados, las aves rapaces pueden exponerse a más de un producto y en repetidas ocasiones (Hindmarch & Elliot 2018). Los roedores intoxicados con RA presentan incoordinación, ambulación dificultosa y un estado mental deprimido o estuporoso, lo que suele facilitar su captura por parte de las aves rapaces (Fig. 5) y otros predadores (Cox & Smith 1992, Vyas et al. 2017), si bien no son las únicas afectadas (Dowding et al. 2010, Thomas et al. 2011, Shore & Coeurdassier 2018). Así, especies que se alimentan de serpientes, aves y mamíferos (vivos o como carroña) que han consumido roedores y otras presas contaminadas, tanto vertebrados como invertebrados, también pueden tener una alta prevalencia de exposición a RA, demostrado por su detección en el hígado en todas ellas (Stone et al. 2003, Ruiz-Suárez et al. 2012, Poessel et al. 2015, Hong et al. 2019). Algunas rapaces accederían a estos productos de forma *directa*, por ejemplo en el caso de especies carroñeras (jotes, caracaras) que podrían consumir gránulos o pellets ofertados abiertamente en entornos urbanos, naturales, rurales e incluso basurales (Howald et al. 1999, Plaza & Lambertucci 2020, Bouker et al. 2021).

Diversos autores han reportado la presencia de RA en Jotes Cabeza Colorada (*Cathartes aura*) (Borst & Coustonotte 2002, Stone et al. 2003, Kelly et al. 2014, Herring et al. 2022, 2023, Saggese et al. en prensa). El hallazgo de RA en el hígado de un amplio número de Cóndores de California (*Gymnogyps californianus*) y Jote Cabeza Colorada en Norteamérica, así como en diversas especies de buitres en Europa, demuestra que estas especies carroñeras no están exentas (Howald et al. 1999, López-Perea & Mateo 2018, Elliott et al. 2022, Herring et al. 2022, 2023, Oliva-Vidal et al. 2022, Saggese et al. en prensa), al consumir como carroña una amplia diversidad de especies (Bildstein 2021), incluyendo roedores que encuentran no solo en áreas naturales sino también en ciudades y áreas peri y suburbanas. Esto es de suma preocupación para el Cóndor Andino (*Vultur gryphus*), una especie sudamericana considerada Vulnerable debido a diversas amenazas y noxas de origen antrópico (Plaza & Lambertucci 2020, Restrepo-Cardona et al. 2022), y de la cual se sospecha que podría estar expuesta a los RA en numerosas áreas a lo largo de su distribución en el subcontinente.



Figura 5. Ejemplos de aves rapaces presentes en Argentina consumidoras de roedores capturados vivos (A, B, C, D) o como carroña (E). **A)** Peuquito (*Accipiter chilensis*), **B)** Aguilucho Nanco (*Geranoaetus polyosoma*), **C)** Tucuereré (*Bubo magallanicus*), **D)** Lechuza de Campanario y **E)** Matamico Blanco (*Daptrius albobularis*). Los ejemplares en B y C están aportando roedores a sus pollos en nidos. Fotos J. Calo Couat (A), A. Moya Riffo (B y C), N. Perez (D) y F. Vital (E).

Mecanismo de acción de RAs

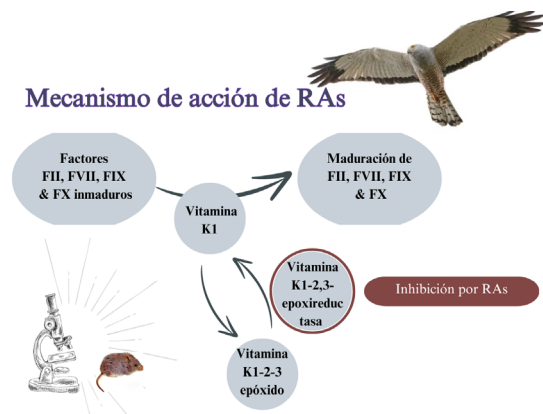


Figura 6. Mecanismo de acción simplificado de los rodenticidas anti-coagulantes (RA). Fotos F. Vital.

Mecanismo de acción de los RA

Los RA interfieren con los mecanismos de coagulación de la sangre, causando coagulopatías y diversos

grados de hemorragia (Watt et al. 2005, Murphy 2012, López-Perea & Mateo 2018). Estos mecanismos incluyen la síntesis hepática y activación de componentes de la sangre (factores II, VII, IX y X) que forman parte de lo que se denomina “cascada de coagulación”. Estos factores interactúan entre sí de forma secuencial cuando es necesario, especialmente ante traumas que pueden producir hemorragias. Se encuentran evolutivamente conservados entre los vertebrados, lo cual explica al efecto generalizado de los RA sobre diferentes grupos animales, donde actúan en forma similar (Doolittle & Feng 1987, Isackson & Irizarry 2022).

La interacción bioquímica específica por la cual un químico produce su efecto, farmacológico o toxicológico, se denomina mecanismo de acción. En el caso de los RA, este mecanismo es a través de la inhibición de la enzima vitamina K1-2,3-epoxidoreductasa (Fig. 6), a la que se unen rápidamente por medio de uniones covalentes (Watt et al. 2005). Esta enzima está codificada en el gen cromosómico *VKORC1* (Chua et al. 2022), siendo necesaria para reciclar la vitamina K1 (también llamada filoquinona o fitomenadiona), forma biológicamente activa, desde su forma inactivada, la vitamina K1-2-3 epóxido. Como resultado de esta incapacidad para ejercer su efecto, los factores II, VII, IX y X de la cascada de la coagulación (todos ellos dependientes de la presencia de vitamina K1), no son sintetizados en forma activa (carecen de residuos gamma carboxilados) por el hígado y rápidamente se produce una depleción en sangre dado su reducida vida media (Gupta 2018).

¿Qué le hace el organismo a los RA una vez que son ingeridos por las aves rapaces?

La principal ruta de entrada de los RA es la vía oral (Valchev et al. 2008, Vandenbroucke et al. 2008). Otras vías, como la respiratoria e incluso la percutánea, no son de importancia para las aves rapaces (Lipton & Klass, 1984). Al ser compuestos orgánicos y liposolubles, una vez ingeridos se absorben rápidamente a través de la mucosa intestinal (Murphy 2018). Una vez en sangre, circulan unidos a proteínas transportadoras como la albúmina, distribuyéndose en los diferentes órganos y tejidos (Watts et al. 2005). Los RASG, tanto para las especies blanco como no blanco, son metabolizados lentamente en el hígado, donde se bioacumulan. Dependiendo de los compuestos, pueden persistir allí por semanas o meses (Rattner & Harvey 2021, Elliot et al. 2022, 2024) en altas concentraciones. Esto es debido a la presencia, y alta afinidad hacia los RA de la enzima vitamina K1-2,3-epoxidoreductasa, localizada en la membrana citoplasmática del hepatocito,

y a la liposolubilidad de estos compuestos (Watts et al. 2005, Thomas et al. 2011, Nakayama et al. 2019). Finalmente, se excretan por orina y por heces a través de la bilis, pudiendo también presentar un ciclo enterohepático (reabsorción intestinal hacia el torrente circulatorio de un fármaco secretado en la bilis).

¿Cuáles son los efectos de los RA sobre las aves rapaces?

Los efectos de los RA son muy variables, y dependen de la especie, edad, tiempo de exposición, estructura y expresión de *VKORC1*, cantidad incorporada, bioacumulación, número y tipo de rodenticida ingeridos (Thomas et al. 2011, Sanchez-Barbudo et al. 2012, Rattner & Harvey 2021, Elliott et al. 2024). Así, una exposición única reducida y a bajas concentraciones posiblemente no resulte en signos clínicos o alteraciones subclínicas. Lo contrario es de esperar a dosis altas, frecuencias repetidas y ante la exposición a RA de alta potencia, como los RASG. La exposición repetida debido a la mayor longevidad de algunos individuos o especies estaría asociada a una mayor ecotoxicidad (Rattner & Harvey 2021, Elliott et al. 2022).

Los RASG tienen mayor potencia para inhibir la vitamina K1-2,3 epoxidoreductasa que los RAPG y por tiempo más prolongado, hasta varios meses (Watt et al. 2005, Rattner et al. 2020). Variaciones y diferencias intraespecíficas en la estructura de esta enzima serían responsables, en parte, de la diferente toxicidad exhibida por distintas especies de rapaces y a la mayor sensibilidad de este grupo comparado con otras aves (Rattner & Harvey 2021). Las diferencias en las dosis de RA ingeridas es también una variable importante. Sin embargo, concentraciones bajas, entre 50 y 200 ng/g de RA en hígado, son compatibles con intoxicación (Thomas et al. 2011, Elliot et al. 2024). Se ha observado que las concentraciones hepáticas de un RA en distintas especies pueden ser iguales, pero causar diferentes efectos en cada una de ellas (Rattner & Harvey 2021). Las variaciones en la concentración de RA, tanto en hígado como en sangre, observadas en diversos estudios podrían representar una medición aislada o puntual dentro de una curva toxicocinética a lo largo del tiempo. Incluso diferencias fisiológicas (como el estado y momento reproductivo), tipo y diversidad de la microbiota intestinal (diversas bacterias sintetizan vitamina K), entre otros factores, pueden explicar diferentes presentaciones clínicas como resultado de la IRA en aves de presa (Rattner et al. 2020, Rattner & Harvey 2021).

La presencia o no de signos clínicos en aves rapa-

ces expuestas a RA en función de las concentraciones hepáticas sigue siendo poco entendida. Individuos con concentraciones hepáticas consideradas compatibles con efecto tóxico en otras especies pueden no presentar signos clínicos (Murray 2018, Rattner et al. 2020, Rattner & Harvey 2021). Valores mayores a 0.1-0.2 mg/kg fueron inicialmente sugeridos como potenciales umbrales de toxicidad para la Lechuzca Común (*Tyto alba*) en Europa (Newton et al. 1999). Sin embargo, concentraciones menores, del orden de 0.01 mg/kg pueden estar asociadas a manifestaciones clínicas y letalidad por exposición a RA (Thomas et al. 2011, Elliot et al. 2024). De esto se desprende que, si bien se han propuesto diferentes umbrales de toxicidad para algunas especies, estos valores no están aun completamente determinados y requieren investigación. Las concentraciones halladas para ciertos RA en las especies investigadas no necesariamente pueden extrapolarse a otras especies ni a otros compuestos; diferentes concentraciones de RA tendrían diferentes efectos según la especie (Thomas et al. 2011).

La IRA suele manifestarse de dos formas: una forma letal (sensu ecológico) o clínica (sensu médico) y una forma subletal (sensu ecológico) o subclínica (sensu médico) (Redig & Arent 2008, Murray 2018, Rattner & Mastrota 2018, Rattner & Harvey 2021). En la forma letal o clínica el sangrado que se produce, tanto internamente como externamente, suele ser espontáneo y de variable intensidad. Dado que los RA inhiben y causan depleción de los factores de coagulación previamente citados, los mecanismos homeostáticos de coagulación de la sangre fallan, lo que resulta en hemorragias y coagulopatías observadas en diferentes órganos. La persistencia de estos desórdenes de la coagulación resulta en shock hipovolémico, hemorragias intracraneales y muerte (efecto letal) (Stone et al. 1999, Watt et al. 2005, Rattner et al. 2010, 2014a, Justice-Allen & Loyd 2017, Murray 2017, 2018).

Los efectos subletales o subclínicos de los RA en aves rapaces de vida libre son difíciles de reconocer, cuantificar e interpretar biológica y diagnósticamente (Vyas et al. 2017, 2022). Se ha sugerido que estos efectos subletales son de por sí suficientes para comprometer a las aves rapaces (Rattner & Mastrota 2018, Vyas et al. 2022). Estas son raramente admitidas en centros de rehabilitación como resultado de los efectos subletales o subclínicos de la IRA por sí solos. Es de esperar que estos efectos subletales o subclínicos ocurran ante concentraciones hepáticas muy bajas de RA (Rattner et al. 2011, 2014b, 2020, Vyas et al. 2022). Otros efectos de los RA a bajas concentraciones serían

sobre el sistema inmunitario, causando inmunodeficiencia y predisponiendo a estas aves a enfermedades infecciosas, fenómeno ampliamente descrito en mamíferos (Rattner et al. 2014b, Fraser et al. 2018, Serieys et al. 2018, Rattner & Harvey 2021). Recientemente, Carrera et al. (2024) sugieren que los individuos debilitados debido a enfermedades infecciosas o parasitarias podrían ser más propensos a una alta exposición a RA y serían más sensibles a sufrir efectos graves a dosis más bajas de estos. Otras manifestaciones de los efectos subletales o subclínicos de los RA podrían englobarse en cambios en el comportamiento, peso y estado físico de las aves rapaces afectadas, lo que impactaría en su actividad diaria, el éxito de caza, productividad y motricidad, incrementando la tasa de muerte accidental y/o prematura (colisión con vehículos y estructuras humanas, depredación, etc.) (Stone et al. 2003, Knopper et al. 2007, Herring et al. 2023).

El rango de hemorragias causadas por los RA en aves rapaces es muy variado, desde aquellas francamente evidentes y macroscópicas a microhemorragias detectadas por histopatología (Stone et al. 1999, Rattner et al. 2011). En los casos de intoxicación clínica, los órganos internos son más propensos al sangrado, tanto espontáneo como por resultado de traumatismos (Stone et al. 1999, 2003, Redig & Arent 2008, Murphy 2012, 2018, Murray 2017). Por ejemplo, es posible observar hematomas subcutáneos y hemorragias nasales (epistaxis) y oculares (hipema). En piel y en las mucosas oral y cloacal es posible observar petequias, equimosis y/o sufusiones. La hemostasia, al punzar un vaso sanguíneo, puede estar retardada o ser difícil de lograr. Asociado a estas hemorragias, y dependiendo de la severidad del cuadro clínico, puede observarse variados grados de anemia, sospechada por la palidez de las membranas mucosas y confirmada por pruebas de laboratorio (hematocrito, recuento de eritrocitos).

Efectos de los RA sobre las poblaciones de aves rapaces

Como otras amenazas y noxas de origen antrópico, el mayor impacto de los RA sobre las poblaciones de aves rapaces se observa cuando las causas de mortalidad adicional se suman a las de mortalidad natural (Newton 1979, 1998). La mortalidad adicional derivada del uso de biocidas, por ejemplo los pesticidas organoclorados (Ratcliffe 1970, Newton 1979, Redig & Arent 2008, Padayachee et al. 2023) y fármacos utilizados en medicina veterinaria, como el diclofenaco sódico y otros antiinflamatorios no esteroideos, han sido responsables de reducir las poblaciones de aves rapaces a nivel mundial, ya sea solos o combinados

con otras amenazas antrópicas (Oaks et al. 2004, Naidoo et al. 2010, Eleni et al. 2019, Plaza et al. 2019, Herrero-Villar et al. 2021, González et al. 2023). Esto es de gran importancia y motivo de preocupación para poblaciones ya reducidas o amenazadas, geográficamente aisladas, metapoblaciones y estrategias “K”, las que serían más sensibles a la mortalidad adicional causada por los RA (Newton 1979, Gómez et al. 2022).

En las últimas décadas comenzó a recabarse evidencia del impacto de los RA sobre las poblaciones de aves rapaces. Por ejemplo, estudios llevados a cabo en Australia mostraron un declive poblacional coincidente con la introducción de rodenticidas en Queensland (Young & De Lai 1997). Observaciones similares realizadas en Taiwán sobre los Milanos Negros (*Milvus migrans*) identificaron una marcada reducción en las poblaciones de esta especie asociada a la utilización de RA y carbofurán (Hong et al. 2018). En Alaska, unas 420 aves, incluyendo 46 Águilas Calvas (*Haliaeetus leucocephalus*) murieron tras la aplicación de RA al intentar controlar la población de ratas presentes en una isla (Borrell 2011, Lovett 2012). Las poblaciones del Halcón Sacre (*Falco cherrugii*) en Mongolia y del Águila Imperial (*Aquila heliaca*) en Rusia, todas clasificadas bajo algún grado de amenaza, mostraron una reducción en el número de parejas reproductoras luego de la aplicación de RA (Gombobaatar et al. 2004, Novgorod et al. 2010). En un estudio reciente, Buechley et al. (2019) propone a los RA como una posible causa de la disminución del Halconcito Colorado en Norteamérica. Martínez-Padilla et al. (2017) observaron que volantones del Cernícalo Europeo (*Falco tinnunculus*) con bromadiolona en sangre presentaron una menor masa corporal que aquellos volantones sin exposición. Recientemente, Roos et al. (2021), demostraron una correlación entre el uso de RA y la reducción de la poblacional anual en el Cernícalo Europeo, relacionados tanto con la concentración de bromadiolona como al uso de RASG.

Intoxicación por RA: diagnóstico pre mortem

El diagnóstico pre mortem de exposición a los RA e IRA en aves rapaces es difícil (Redig & Arent 2008, Murphy 2012, 2018, Murray 2018). Al trabajar con individuos silvestres raramente se cuenta con una historia clínica o anamnesis, lo que orientaría a este diagnóstico o a uno de sus diagnósticos diferenciales, por ejemplo trauma, en animales domésticos o aves cautivas. Así, la información epidemiológica local, o el conocimiento del uso de RA en el territorio, área de campeo o acción y región de donde provienen las aves apoyaría la inclusión de los RA en el diagnóstico pre mortem en aves de presa. Sin embargo, la ausencia de esta información no

permite excluir la sospecha de exposición a RA o IRA.

Los RA deben ser siempre considerados como una de las principales causas de coagulopatías y hemorragias en aves rapaces, sobre todo en ausencia de trauma (Stone et al. 1999, Thomas et al. 2011, Murray 2017, 2018), aunque este puede desencadenar un problema de coagulación preexistente, e incluso hacer evidente una IRA subclínica. Un amplio elenco de signos clínicos puede acompañar a una IRA (Stone et al. 1999, Redig & Arent 2008, Murphy 2012, 2018, Murray 2018). El examen físico usualmente revela aves con variable condición física, peso y masa corporal, desde aves normales a aquellas con signos de emaciación, dependiendo de la severidad y duración de los signos clínicos, de los niveles y frecuencia de RA ingeridos y bioacumulados, y de la presencia de estas. En ausencia de comorbilidades, diversas manifestaciones de hemorragia externa suelen evidenciarse con relativa facilidad; por ejemplo, epistaxis y hemorragias subcutáneas o intraoculares, de fácil detección (Fig. 7).

No siempre ante una IRA se observan hemorragias externas o son estas de inmediato reconocimiento. Las hemorragias pueden también ser internas (intracelómicas) y de difícil diagnóstico. Es posible sospechar de las mismas si se observa sangre en las deyecciones (uratos y heces) o en secreciones nasales y en la tráquea, o investigar su presencia a través de métodos complementarios de diagnóstico tales como ecografía o laparoscopia. Inicialmente la anemia (palidez de mucosas y reducción en el número de glóbulos rojos circulantes) acompañante puede ser leve y regenerativa, con un índice de reticulocitos (glóbulos rojos inmaduros presentes en sangre periférica) elevado. A mayor cronicidad del problema, presencia de comorbilidades y debilitamiento general puede llegar a observarse anemia moderada a severa y del tipo arregenerativa (no hay producción de reticulocitos).

El diagnóstico diferencial de estos síndromes anémicos y hemorrágicos causados por RA debe considerar y descartar otras causa de coagulopatías hemorrágicas (las que pueden iniciar o exacerbar las hemorragias por RA), tales como el ya mencionado trauma, desordenes primarios de la coagulación, enfermedad y/o falla hepática o renal, fármacos como la aspirina o rifampicina, coagulación intravascular diseminada, trombocitopenias, intoxicación por plomo o zinc, ofidismo, parásitos gastrointestinales y malnutrición, entre otros (Chitty & Lierz 2008, Martinho 2009, Samour 2016, Garvin et al. 2020, Scott 2020).

La presencia de comorbilidades puede exacerbar

los efectos letales/clínicos de la IRA. Por ejemplo, la intoxicación por plomo proveniente de municiones es un problema global y altamente prevalente entre las aves rapaces, incluso en Sudamérica (Saggese et al. 2009, Nguyen et al. 2018, Plaza et al. 2019, Garvin et al. 2020). Esta intoxicación puede causar anemias y hemorragias (Nguyen et al. 2018, Garvin et al. 2020) y siempre debería ser investigada en aves carroñeras, tanto facultativas como obligadas. Anemias hemolíticas causadas por hemoparásitos del género *Plasmodium* suelen ser diagnosticadas en especies susceptibles (Cooper 2001, Tavernier et al. 2005, Willette et al. 2009, Marzal 2012). Sin embargo, la relación entre RA y otras comorbilidades toxicológicas o infecciosas han sido poco estudiadas hasta el presente en aves rapaces. Esto merece mayor investigación, principalmente en el Cono Sur, donde los estudios biomédicos sobre este grupo son limitados.

En todos los casos de aves rapaces admitidas para su atención, rehabilitación y la investigación médico veterinaria de las mismas deben seguirse las prácticas generales recomendadas en medicina aviar (Samour 2016, Scott 2020). Nevill (2009) discute en detalle el diagnóstico y aproximación para diferentes problemas de coagulación en aves. Fair et al. (2010) aportan valiosas recomendaciones sobre bioseguridad y manejo de aves silvestres.

Si bien la exposición a RA puede resultar en IRA clínica o letal, aves expuestas y con residuos de RA en hígado y/o en sangre pueden no presentar ningún signo clínico ni anomalía de laboratorio (IRA subclínica o subletal) (Rattner & Harvey 2021). Por ejemplo, en un estudio realizado sobre 43 Aguiluchos de Cola Roja (*Buteo jamaicensis*), 14 exhibieron signos de IRA pre mortem con concentraciones detectables de estos en sangre (Murray 2020). Al ser analizados los cadáveres de todos los animales, en aquellos que no presentaron signos clínicos se encontraron RA en el hígado, pero no en la sangre. Aunque se ha sugerido que la presencia de RA en sangre podría ser de utilidad únicamente para la detección de toxicosis clínica (Rattner & Harvey 2021), estudios recientes evidencian que los RA pueden ser detectados en sangre de un alto porcentaje de aves rapaces que no llegan a mostrar signos clínicos (Oliva-Vidal et al. 2022).

Actualmente se cuenta con un amplio catálogo de pruebas de coagulación que permiten diagnosticar y/o caracterizar la etiología de estos desórdenes (Nevill 2009). Algunas de estas pruebas de coagulación han sido evaluadas en aves, con resultados no concluyentes debido a las variaciones que existen a nivel intra e interespecífico, a la ausencia de valores de referencia, a condiciones ambientales variables y a dificultades en su interpretación (Nevill 2009, López-Perea et al.



Figura 7. A) hemorragia intratorácica, bronquial y pulmonar en Lechuza de Campanario, B) hipema (hemorragia en la cámara anterior del globo ocular) en un Nacurutú (*Bubo virginianus*), C) hemorragia aguda subcutánea severa en un Nacurutú, D) epistaxis (sangrado por las narinas) en un Águila Calva (*Haliaeetus leucocephalus*), E) hematoma subcutáneo en Lechuza Barrada (*Strix varia*), F) hemorragias intracraneal y cerebral en Lechuza de Campanario. Fotos: G. Ortiz (A y F), M. D. Saggese (B y D), C. Cummings-A Place Called Hope <https://www.aplacecalledhoperaptors.com/> (C y E).

2015, Hindmarch et al. 2019). Las diferentes pruebas de coagulación utilizadas en mamíferos (e.g tiempo de protrombina), no son fácilmente aplicables en las aves (Nevill 2009, Hindmarch et al. 2019, Dickson et al. 2020). Una prueba que puede brindar evidencia sobre la presencia de coagulopatías, si bien no permite el diagnóstico de IRA, es el tiempo de coagulación (Hindmarch et al. 2019), comparando el tiempo que tarda en coagular la sangre de un ave rapaz con sospecha de IRA con los tiempos obtenidos en aves sanas. Un tiempo relativamente prolongado, apoya un diagnóstico de coagulopatía; esta técnica es de relativa aplicabilidad clínica debido a que numerosos factores ambientales (por ej. temperatura) pueden afectarla (Hopf-Dennis et al. 2022). El futuro reconocimiento y validación de biomarcadores plasmáticos y pruebas de coagulación en aves rapaces podrían contribuir al diagnóstico de esta intoxicación (Sanchez-Barbudo et al. 2012, Valverde et al. 2021).

Para una futura determinación de RA, es conveniente tomar muestras de sangre con un anticoagulante (e.g. heparina o EDTA) y conservar la sangre o plasma a -20 o -80 °C (Oliva-Vidal et al. 2022), más allá de su potencial valor diagnóstico inmediato, cuando esto resulte posible en nuestra región. También es posible realizar pruebas de coagulación sobre muestras frescas de sangre con citrato sódico como anticoagulante y menos de 8 horas después de su obtención (Toulon et al. 2017). En caso de poder realizar estas pruebas, un resultado positivo sustenta el diagnóstico clínico y presuntivo de IRA, la continuación de tratamientos implementados empíricamente, y aporta evidencia sobre un problema ecotoxicológico local.

Manejo y tratamiento de aves rapaces con IRA

El manejo y tratamiento de aves rapaces con diagnóstico clínico, presuntivo o confirmado de IRA no solo consta de la terapéutica específica (antídoto) para esta intoxicación, sino que debe incluir también medidas de sostén, estabilización cardiovascular y respiratoria, mantenimiento de la temperatura corporal, y resolución de la deshidratación y desequilibrios electrolíticos (Murray & Tseng 2008, Redig & Arent 2008). Además, deberá prestarse particular atención a la prevención de los problemas asociados a la internación y cautiverio (como traumatismo, neumonía por aspiración, daños al plumaje, aspergilosis y pododermatitis, entre otros) y a mantener o recuperar la condición corporal. Diversas revisiones sobre el manejo médico veterinario general de aves rapaces se encuentran disponibles (Huckabee 2000, Cooper 2001, Joseph 2006, Chitty & Lierz 2008, Willette et

al. 2009, Scott 2020). Su discusión detallada en este trabajo escapa al objetivo de esta publicación.

El tratamiento general de la IRA debe seguir las prácticas generales recomendadas para otras intoxicaciones en aves rapaces (Redig & Arent 2008). Sin embargo, el tratamiento específico de la IRA en este grupo sigue siendo empírico y extrapolado de lo implementado en animales domésticos y seres humanos (DeClementi & Sobczak 2018, Lugo 2019, Isackson & Irizarry 2022). Las siguientes recomendaciones están basadas en la literatura consultada (Anónimo 2002, Redig & Arent 2008, Murphy 2012, 2018, Sánchez-Barbudo et al. 2012, Samour 2016, Isackson & Irizarry 2022) y en la experiencia profesional de los autores y de otros colegas.

Un importante principio en toxicología es el de remover el tóxico del cuerpo del animal. Sin embargo, en la mayoría de los casos de IRA, las aves rapaces llegan luego de varios días, semanas e incluso meses de exposición repetida a los RA, y sin la posibilidad de alimentarse recientemente; en estas situaciones esta medida es de limitada o nula aplicación y efectividad clínica. Incluso en animales con una exposición primaria, la aparición de signos clínicos se produce muchas horas después de la ingestión del cebo, por lo que esta pauta tampoco es aplicable.

La transfusión de sangre entera y/o de plasma conteniendo factores de coagulación, trombocitos y eritrocitos contribuye a suplir la ausencia de estos factores, promover la hemostasis y aumentar el aporte de oxígeno a los tejidos (Martinho 2009, Gómez-Adaros 2022). Además, la presencia de albúmina y otras proteínas en sangre o plasma permite recomponer la presión oncótica en casos avanzados de anemia e hipoproteinemia. Usualmente se recomienda la transfusión de sangre o plasma en casos de coagulopatías evidentes y hematocritos por debajo del 15-20%, en base a la decisión profesional de acuerdo con cada caso. La administración de transfusiones de sangre y plasma en aves ha sido detallada en otros trabajos (Martinho 2009, Gómez-Adaros et al. 2022).

La administración de fitomenadiona o vitamina K1 se recomienda como tratamiento específico para la IRA (Redig & Arent 2008, Murray 2018, Scott 2020). Se debe aplicar inicialmente por la vía intramuscular (IM), dado que se han reportado casos de anafilaxia al administrarla por vía endovenosa (Murphy 2012, 2018). Debe continuarse con su administración por vía oral, acompañada de una ingesta rica en contenido proteico y graso, ya que esta vitamina K1 es liposoluble. La frecuencia de administración recomendada es cada 8-12 horas a una dosis de 2.2 mg/kg inicial-

mente, seguida de la administración cada 24 horas a una dosis de 1.1 mg/kg hasta resolución de los signos clínicos. Es importante mencionar que otras formas de esta vitamina, como la vitamina K3 (menadiona) y la vitamina K4 (menadiol) no son efectivas como sustituto terapéutico de la vitamina K1. El tratamiento debe ser continuado por varias semanas, incluso por meses. La reversión de los signos clínicos, normalización de pruebas de laboratorio, hematocrito, test de coagulación y estado general del paciente determinarán el curso clínico y duración de la terapia.

Investigación *post mortem* de la exposición a RA e IRA

El diagnóstico *post mortem* de la exposición a RA e IRA se basa en la historia, signos clínicos y resultado de los estudios complementarios más los resultados de necropsia, otras investigaciones *post mortem* rutinarias y la confirmación de residuos de RA en hígado y otros tejidos (Berny et al. 1997, Stone et al. 1999, Redig & Arent 2008, Murray 2018). La necropsia de aves rapaces con sospecha de IRA debe seguir protocolos establecidos previamente y ser metódica e incluir todas las posibilidades diagnósticas y estudios disponibles en función de la historia, signos clínicos, curso y respuesta al tratamiento, para determinar la causa de muerte de un animal y no solo perseguir la investigación toxicológica de RA (Saggese 2024). De no realizarse inmediatamente una batería completa de pruebas diagnósticas, se aconseja la conservación de muestras apropiadas para futuros estudios microbiológicos, toxicológicos y anatomopatológicos (Saggese 2024). Si se sospecha de IRA, deberá colectarse tejido hepático y/o sangre.

La necropsia de un ave rapaz con diagnóstico presuntivo o clínico de intoxicación por RA es muchas veces inconcluyente, aun en presencia de lesiones compatibles. Solo permitirá un diagnóstico presuntivo o anatomopatológico, en función de las hemorragias observadas, pero no etiológico, al no presentar esta intoxicación ninguna lesión patognomónica o exclusiva de esta condición. Además de las hemorragias evidenciadas externamente, los órganos internos pueden estar pálidos. Los sacos aéreos, pericardio, tórax, abdomen, tráquea y encéfalo son algunos de los sitios donde pueden observarse diferentes grados de hemorragia. Las hemorragias internas acompañadas de coágulos suele ser indicador de causas traumáticas o vasculares de hemorragia. La ausencia de coágulos tanto en estas cavidades como intracardíacos y en grandes vasos pueden ser compatibles con IRA.

El observar palidez en membranas mucosas y

órganos como hígado, bazo, y pulmones, la presencia de hemorragias intracelómicas y en órganos, junto a la presencia de sangre en heces (hematoquecia) en ausencia de trauma suelen apoyar también el diagnóstico presuntivo de IRA (Stone et al. 1999). Es importante recordar que aun ante la presencia o historia de trauma la IRA puede ser una morbilidad concurrente (Murray 2011, Rattner & Harvey 2021). El análisis histopatológico puede revelar microhemorragias no detectadas durante el examen macroscópico de los diferentes órganos y apoyar un diagnóstico de IRA, pero es importante recordar que por sí solas estas microhemorragias tampoco son patognomónicas (exclusivas de IRA). El diagnóstico clínico patológico presuntivo puede realizarse en base a lo mencionado previamente, siempre y cuando se tenga suficiente evidencia y se hayan considerado y excluido otros diagnósticos diferenciales.

Investigación toxicológica de la IRA

El diagnóstico toxicológico de la IRA es la única forma de confirmar la presencia de estos compuestos en un organismo. Actualmente, en Argentina y otros países de Sudamérica, no hay laboratorios que puedan determinar, de forma sistemática y accesible, RA en tejidos animales (Lugo et al. 2019, Saggese et al. 2022). Sin laboratorios que realicen estos análisis, es imposible determinar la presencia de estos compuestos en tejidos animales y estimar la extensión de esta problemática sobre la fauna silvestre, información necesaria y fundamental para su prevención y manejo. Esto ha sido un impedimento para estudiar eventos recientes de mortalidad en aves rapaces del Noroeste patagónico, presumiblemente asociados a la utilización de RA y otros plaguicidas o biocidas (V. Ojeda, datos sin publicar), y generó un reciente llamado de atención hacia la comunidad científica internacional sobre el problema de los RA para la fauna silvestre en la Patagonia, y la necesidad de contar con personal entrenado, capaz de desarrollar localmente estas determinaciones como una primera aproximación a su solución (Saggese et al. 2022).

Las restricciones y regulaciones internacionales hoy vigentes a causa de posibles riesgos sanitarios impiden el envío de muestras de tejido fresco, tal como se necesita para el análisis de estos compuestos en laboratorios especializados del exterior (Gómez et al. 2022, y experiencia de los autores). Consideramos que el desarrollo de los procedimientos analíticos en Argentina en colaboración con otros países de la región para la detección del conjunto de RA de primera y segunda generación es fundamental para poder di-

mencionar el nivel del problema ambiental y sanitario que enfrentamos y promover mejores estándares de aplicación de rodenticidas y su reemplazo por otras técnicas de control de roedores en todos los casos en que estos compuestos resulten especialmente agresivos o de riesgo para animales no blanco. En aquellos países donde se cuenta con la posibilidad de detectar la presencia de RA, su detección se basa actualmente en técnicas de cromatografía líquida de alto rendimiento acoplada a espectrometría de masas (Middleberg & Homan 2012, Sánchez-Barbudo et al. 2012) (Material suplementario B). Estas son técnicas complejas que requieren capacitación y equipamiento especial y son de muy alto costo. De esta manera se pueden detectar y cuantificar RA en tejidos como resultado de su bioacumulación (López-Perea & Mateo 2018). En la mayoría de los laboratorios de Europa y Norteamérica donde se realizan estas determinaciones, los límites de detección (la concentración mínima de un analito que se puede detectar) y cuantificación (la concentración mínima de un analito medida dentro de los límites especificados de precisión y exactitud) establecidos para los diferentes RA pueden ser de 0.10 ng/g y 1 ng/g, respectivamente, aunque estos valores varían con los distintos laboratorios (Middleberg & Homan 2012, Gómez et al. 2022).

Clásicamente el hígado, de alta afinidad por estos compuestos, constituye el órgano de elección para su investigación cualitativa y cuantitativa. Se necesitan entre 1 a 2.5 gramos de tejido hepático (Gómez et al. 2023), usualmente de muestras colectadas a partir de animales muertos o que fueron sacrificados por indicación médico-veterinaria en centros de rehabilitación. Esto resulta en un sesgo en cuanto a la población estudiada y al origen de la información (Murray 2011, Oliva-Vidal et al. 2022), ya que estos animales no reflejan la verdadera prevalencia de exposición dentro de una población, pero son eficientes indicadores del uso y biodisponibilidad de los RA en las zonas donde habitan (Gómez et al. 2022).

El uso de sangre entera, plasma o suero para la detección de RA permite su investigación en aves rapaces de vida libre vivas capturadas temporalmente para la toma de muestras (Murray 2020, Oliva-Vidal et al. 2022). Esta aproximación permite también el investigar a polluelos aún en el nido, los cuales pueden estar expuestos desde esta temprana edad a estos compuestos (Martínez-Padilla et al. 2017, Powolny et al. 2020, Badry et al. 2021, Spadetto et al. 2024, Saggese et al. datos sin publicar). Otra de las ventajas de esta aproximación es que permite evitar el sesgo que animales recibidos para rehabilitación o que son encontrados

muertos tienen añadidos, al tomar las muestras de animales presuntamente sanos. Su hallazgo en sangre indicaría una exposición reciente. Sin embargo, la presencia de resultados negativos a partir de muestras de sangre no puede descartar una exposición a RA; diversos estudios sugieren que esta técnica no es suficiente para detectar todas las aves expuestas a estos en forma subclínica (Murray 2020, Rattner & Harvey 2021, Gómez et al. 2022), si bien tendría mayor valor en la detección de IRA clínica (Rattner & Harvey 2021). Estas variaciones en sensibilidad aun no son bien entendidas y podrían obedecer a numerosas variables ya que estudios recientes realizados en aves carroñeras capturadas vivas y en Halconcito Colorado arrojaron prevalencias de RA en sangre suficientes para demostrar exposición a nivel poblacional y evaluar el riesgo de exposición utilizando un elevado número de individuos (Buechley et al. 2019, Oliva-Vidal et al. 2022, Saggese en prensa). De acuerdo con Oliva-Vidal et al. (2022), es necesario realizar estudios para comprender la relación entre niveles sanguíneos y hepáticos de RA. La presencia de rodenticidas se ha podido también detectar en otros tejidos como músculo (Alabau et al. 2020) o médula ósea (R. Mateo, obs. pers.). También hay que destacar la posibilidad de detección de RA en muestras no invasivas, como pueden ser las egagrópi-las (Elliot et al. 2014) o en heces (Rached et al. 2023), lo que abre la posibilidad de monitorear RA en especies raras o de difícil captura.

Alternativas al uso de RA

La presencia de ratas y ratones comensales es resultado de numerosos factores que promueven su adaptabilidad a los medios donde se producen, acumulan, comercializan y/o desechan alimentos y subproductos alimenticios de origen o uso humano. Sumado a su gran capacidad de adaptación, su amplitud dietaria, limitado impacto de depredadores, y la abundancia de alimento (más de 15 millones de toneladas de basura son producidas anualmente en Argentina, MAD 2021b), contribuyen a que persistan y se multipliquen, afectando la salud humana y animal, la calidad de vida y la economía global. Pese a todos los esfuerzos, no sorprende que la efectividad de los RA sea insuficiente e inadecuada para limitar las poblaciones de estos roedores (Rost et al. 2009, Greaves 2015, Goulois et al. 2017, Chua et al. 2022) al generar una presión selectiva como resultado de su uso y abuso (Chua et al. 2022). Además, los roedores pueden mostrar resistencia a estos compuestos como resultado de mutaciones del tipo polimorfismo de nucleótido único (PNU) en el gen *VKORC1* (Rost et al.

2009, Baldwin et al. 2014, Cowan et al. 2016, Goulois et al. 2017, Chua et al. 2022, Ruiz-López et al. 2022). Para el caso de la región analizada, los autores no han encontrado ninguna información científica sobre la efectividad del uso de RA para reducir y eliminar los roedores plaga. Sin embargo, su uso persiste y parecería ir en aumento en Argentina (C. Ale, inédito).

En los últimos años han surgido diferentes métodos para controlar a las especies de roedores comensales, sin que ninguno sea completamente eficaz. Es por ello que debe promoverse el “control integrado”, el cual se basa en la aplicación de los principios de exclusión, saneamiento y monitoreo: esto incluye reducir las instancias de convivencia con roedores a través de favorecer la presencia de los depredadores naturales (y eventualmente domésticos, siempre minimizando su efecto sobre otra fauna silvestre no blanco), la limpieza del perímetro de las viviendas y comercios, el mejoramiento edilicio (ej. sellado de orificios con malla metálica para prevenir su ocupación) y el implementar estrategias de gestión de alimentos y de residuos orgánicos (APN-PNL 2023).

En el caso de perseguirse la eliminación de roedores, la más importante recomendación es el llevarla a cabo por medio de métodos que no requieran del uso de RA. Diferentes modelos de trampas permiten la muerte y/o captura de los roedores, donde es importante satisfacer ciertos principios de bioseguridad y cumplir estrictamente con pautas de bienestar animal y trato humanitario (Baker et al. 2022). Las trampas letales mecánicas (con o sin cebo de alimento) matan rápidamente por decapitación; deberían colocarse únicamente en interiores, donde pueden ser supervisadas, en lugares donde no accedan niños, animales domésticos ni silvestres, y colocadas en recipientes o espacios que solo permita el ingreso de roedores. Bien utilizadas, constituyen un método humanitario y rápido para la eliminación de roedores individuales.

Existen otros modelos de trampas que permiten la captura de un gran número de roedores, los cuales se utilizan sólo en ámbitos rurales en situaciones muy excepcionales como las “ratadas” (el aumento explosivo de las poblaciones de ciertas especies de roedores en un período de tiempo muy corto y como resultado de la floración de plantas que sirven de alimento). Esta aproximación es muy efectiva ya que permite atrapar un gran número de animales, pero deben conocerse los pormenores de su fabricación y aplicación (las mismas, incluyendo fotos, pueden verse en APN-PNL 2023). Desaconsejamos enfáticamente el uso de trampas comerciales basadas en pegamentos en las que los roedores quedan adheridos sin posibilidad de

desprenderse. En primer lugar, el roedor suele estar aún vivo al momento de encontrarlo, con liberación de fluidos como orina y saliva incrementados por el estrés de su captura, lo cual aumenta el riesgo de transmisión de enfermedades zoonóticas. A su vez, en caso de morir en ellas, la lenta y prolongada agonía (por inanición) sería una forma de maltrato animal y un método inhumano de control. Adicionalmente, constituye un riesgo reconocido para otras especies animales no blanco, incluyendo animales silvestres y domésticos, de ser estos roedores consumidos, o bien al quedar adheridos a estas trampas. En cuanto a opciones a nivel industrial, agrícola o institucional (es decir, para grandes escalas espaciales), además de seguir los conceptos de exclusión (impedir el ingreso), higiene y sanidad para el control de roedores, otras recomendaciones para su control incluyen el desarrollo de compuestos que promueven el biocontrol genético (Gierus et al. 2022), la esterilización química (Massei et al. 2023) o el uso de rodenticidas menos bioacumulativos, por ejemplo al seleccionar los estereoisómeros de RA de rápida eliminación por los roedores (Damin-Pernik et al. 2016, 2017, Lattard & Benoit 2018), disminuyendo el impacto sobre especies no blanco (Lefebvre et al. 2020), incluidas las aves rapaces (Fourel et al. 2017).

El uso limitado de RA es, cada vez más, intensamente controlado en países del hemisferio norte. Por ejemplo, en algunos estados de los EEUU, los RASG están limitados a situaciones específicas (plantas almacenadoras de alimento, molinos y harineras, criaderos de animales, y otras aplicaciones locales específicas) donde es esencial controlar a las poblaciones de roedores comensales. Su utilización en estos casos es realizada bajo estrictas normas de aplicación y monitoreo de su efectividad, como también del potencial impacto sobre la fauna silvestre. Recientemente, se han implementado también otras medidas para reducir el impacto de los RA. Por ejemplo, la legislatura de California en el año 2019 aprobó la Ley 1788, prohibiendo o limitando el uso de RASG en este estado (Quin et al. 2019) y en 2023 aprobó una moratoria para la difacinona (Ley 1322), un RAPG (Saggese et al. en prensa). En caso de utilizarse, Thomas et al. (2011) recomiendan limitar el uso de RA a áreas con alta carga y/o actividad de roedores, acompañado de búsquedas periódicas y frecuentes para remover roedores muertos o moribundos y reducir exposición de especies no blanco a cebos y a roedores intoxicados. Mas allá de la legislación existente, el hacer cumplir las leyes es esencial, siendo este el punto más débil en toda cadena de monitoreo y control del uso de pesticidas.

El control biológico de roedores por parte de aves rapaces ha sido ampliamente reportado en la literatura (Peleg et al. 2018, Paz Luna et al. 2020, Jareño et al. 2023). Por ejemplo, una experiencia realizada en España para el control del Topillo Campesino (*Microtus arvalis*) llevada adelante por GREFA (Grupo para la Rehabilitación de la Fauna Autóctona y su Hábitat) y colaboradores desde el 2009 es la gestión integrada de lucha contra la explosión demográfica de estos roedores bajo parámetros de sostenibilidad y efectividad acordes con la productividad agraria y el fomento de la biodiversidad (Anónimo 2023b). Entre algunas medidas implementadas se destaca el arado de terrenos con altas densidades de colonias de topillo, la rotación de cultivos, la instalación de posaderos para facilitar la caza a los depredadores y la colocación de cajas nido para facilitar el lugar de nidificación a las especies aviares depredadoras como el Cernícalo Europeo, la Lechuza Común y el Mochuelo (*Athene noctua*), así como también la instalación de refugios para carnívoros terrestres. Junto a estas medidas fue fundamental incorporar la educación ambiental promoviendo la implicación de la sociedad local (Jareño et al. 2023, Anónimo 2023b). Experiencias similares con la colocación de cajas nido son raramente implementadas en nuestra región (Bellocq & Kravetz 1993, Muñoz-Pedrerros et al. 2010, Liébana & Sarasola 2013), principalmente con el fin de incrementar las poblaciones de aves rapaces, pero podrían ser una útil alternativa para el control de roedores en zonas urbanas, periurbanas y rurales, especialmente en áreas de Argentina y Sudamérica donde ciertas zoonosis transmitidas por roedores son endémicas (Charrel & de Lamballerie 2009, Figuereido et al. 2014).

CONCLUSIÓN Y RECOMENDACIONES

Soulé (1986) definió a la biología de la conservación como una ciencia de crisis dedicada al estudio y prevención de las causas responsables del vertiginoso declive poblacional y extinción de numerosas especies animales y vegetales iniciada en el siglo XX. Sumados, la destrucción y fragmentación de hábitat, la caza indiscriminada, la introducción de especies exóticas, el impacto de patógenos (y las enfermedades por ellos causadas) y el uso de diferentes biocidas y otros contaminantes ambientales, han contribuido a la disminución poblacional de muchas especies de aves rapaces (Saggese 2007). La utilización de determinados plaguicidas, fármacos o diversas sustancias orgánicas persistentes a lo largo de la historia ha dado lugar a serios problemas de conservación para las aves rapaces a nivel global (Hickey & Anderson

1968, Newton 1979, Goldstein et al. 1999, Oaks et al. 2004, Swan et al. 2006, Cuthbert et al. 2016, Plaza et al. 2019, Padayachee et al. 2023). En Argentina y en toda Sudamérica, los RA constituyen una amenaza para las aves rapaces que todavía no podemos evaluar correctamente. Esperamos que este trabajo aporte a un mejor reconocimiento de la amenaza que representan los RA en esta región, con el objetivo último de reducir su impacto en aves rapaces. A su vez, esperamos que fomente la implementación de la muy necesitada capacidad diagnóstica para la investigación de RA en una variedad de especies, tanto en Argentina como en países vecinos. Consideramos que esto promoverá su reconocimiento dentro de organismos privados, estatales, entes reguladores y personal sanitario y de las autoridades de aplicación en materia ambiental, actores clave dentro de la conservación de la vida silvestre y el enfoque de Una Salud.

Remarcamos que la búsqueda de soluciones para los problemas de conservación de las aves rapaces de la región debe ser inclusiva y multidisciplinar; donde todos los involucrados aporten a la identificación conjunta de soluciones que permitan mantener sanas a las poblaciones de aves rapaces y otras especies animales, sin recurrir al reemplazo de los RA por otros biocidas de igual o mayor ecotoxicidad, lo cual no soluciona el problema y hasta podría acentuarlo (Jácome et al. 2022). Así, el trabajo colectivo de las diferentes partes y la aplicación de medidas consensuadas permitirán obtener resultados efectivos y sostenibles a largo plazo.

Finalmente, proponemos las siguientes acciones iniciales para reducir y/o eliminar el impacto de los RA sobre las especies no blanco en Argentina y otros países de Sudamérica:

- Concientizar sobre el problema de los RA a los diferentes sectores sociales.
- De ser absolutamente necesario, utilizar los RA bajo condiciones reguladas y solo por profesionales autorizados y acompañados de estrictos controles y seguimientos.
- Promover la creación e implementación de leyes y regulaciones en base a la cuantiosa información científica disponible y experiencia en otros países.
- Implementar la disponibilidad de tecnología y capacitación local necesaria para la investigación toxicológica y eco epidemiológica de los RA en aves rapaces y otra fauna silvestre.
- Fiscalizar y penalizar la comercialización y uso

de productos no autorizados por los organismos competentes a nivel nacional y provincial.

- Promover la participación, colaboración y autorregulación de compañías productoras de estos RA, como también de los responsables de su distribución, comercialización, fiscalización y uso final de los RA.
- Promover los principios de Exclusión (prevenir el acceso, barreras mecánicas, eliminación de refugios), Higiene (limpieza) y Sanidad (adecuada disposición de residuos) para reducir las poblaciones de roedores comensales.
- Educar sobre el rol ecológico de los roedores silvestres y las diferencias entre estos y roedores comensales.
- Desarrollar programas de prevención y poner en práctica las recomendaciones ya existentes para situaciones puntuales donde desea reducirse el riesgo de exposición a zoonosis endémicas.
- Monitorear la exposición a RA y otros venenos y tóxicos, tales como estricnina, carbofurano, y organofosforados, entre otros, que afectan a la fauna silvestre, dentro del marco de la Estrategia Nacional Contra el Uso de Cebos Tóxicos (Jácome et al. 2022).

AGRADECIMIENTOS

Esta revisión en castellano sobre los rodenticidas anticoagulantes tuvo su origen a partir de una presentación dada por V. Ojeda, MD. Saggese y G. Ortiz para un ciclo de conferencias online llevada a cabo por la Association of Field Ornithologists (AFO) y a partir de una conferencia plenaria dada por MD. Saggese durante la 4ta Conferencia Internacional sobre el Cóndor Andino, Quito, Ecuador. Los autores agradecen al editor, editores asociados, asistentes y revisores de El Hornero por su apoyo constante durante la preparación, revisión y edición de este manuscrito. Nuestra gratitud se extiende a L. Jácome y V. Astore y al Programa de Conservación del Cóndor Andino por la asistencia con bibliografía sobre la Estrategia Nacional Contra el Uso de Cebos Tóxicos. Un agradecimiento especial a S.M. Galarza, J.E. Elliott, S. Hindmarch, R. Poppenga, y Western University of Health Sciences por sus diferentes contribuciones al manuscrito y a nuestro entendimiento de la intoxicación por rodenticidas anticoagulantes en aves rapaces. F. Vital, J. Calo Couat, A. Moya Riffo, N. Pérez contribuyeron con las imágenes utilizadas para ilustrar las figuras.

Valiosos datos de países de Sudamérica fuera de Argentina fueron aportados por M. Freundt, J.A. Otero, S. Alvarado, L. Arias Bernal, E. Pio Carvalho; a todos ellos nuestra gratitud por ayudar a enriquecer la información sobre el uso de RA en Sudamérica. Agradecemos a C. Cummings (A Place Called Hope) por autorizarnos a utilizar sus fotografías de casos clínicos y a M. Hawkins, M. Piazza, M. Mitchel, M. Pokras, A. Hermance, J. Brent y L. Owens Viani por su asistencia en la búsqueda de imágenes y por compartir sus experiencias sobre los rodenticidas anticoagulantes. Dedicamos este trabajo a la memoria de Elio Massoia

BIBLIOGRAFIA CITADA

- Alabau E, Mentaberre G, Camarero PR, Castillo-Contreras R, Sánchez-Barbudo IS, Conejero C, Fernández-Bocharán MS, López-Olvera JR, Mateo R (2020) Accumulation of diastereomers of anticoagulant rodenticides in wild boar from suburban areas: Implications for human consumers. *Science of the Total Environment* 738:139828. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139828>
- Alomar H, Chabert A, Coeurdassier M, Vey D, Berny P (2018) Accumulation of anticoagulant rodenticides (chlorofacinone, bromadiolone and brodifacoum) in a non-target invertebrate, the Slug, *Deroceras reticulatum*. *Science of the Total Environment* 610-611:576–582. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.117>
- ANMAT (2024a) <https://www.argentina.gob.ar/anmat/regulados/productos-de-uso-domestico/productos-desinfestantes-plaguicidas-insecticidas-0>
- ANMAT (2024b) <https://www.argentina.gob.ar/anmat/regulados/productos-de-uso-domestico/productos-desinfestantes-plaguicidas-insecticidas>
- Anónimo (2002) Manual de atención primaria de intoxicaciones, Tomo II, parte especial. https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/manual_toxi.pdf
- Anónimo (2023a) Anticoagulant rodenticides market size, share and trends analysis report by product type (1st Generation, 2nd Generation), by form (pellets, blocks, powders), by application, by region, and segment forecasts, 2022 – 2030. <https://www.grandviewresearch.com/industry-analysis/anticoagulant-rodenticides-market-report#>
- Anónimo (2023b) <https://www.greafa.org/proyectos-greafa/control-biol%C3%B3gico-del-topillo-campesino.html#el-topillo>
- APN-PNLP (2023) Protocolos para evitar contagios de Hantavirus en el Parque Nacional Lago Puelo. Departamento de Conservación y Educación. Ambiental-Parque Nacional Lago Puelo, Administración de Parques Nacionales, Buenos Aires, Argentina DI-2023-7-APN-PNLP#APNAC
- Badry A, Schenke D, Treu G, Krone O (2021) Linking

- landscape composition and biological factors with exposure levels of rodenticides and agrochemicals in avian apex predators from Germany. *Environmental Research* 193:110602. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110602>
- Baker S, Ayers M, Beausoleil N, Belmain SR, Berdoy M, Buckle AP, Cagienard C, Cowan D, Fearn-Daglish J, Goddard P, Golledge H, Mullineaux E, Sharp T, Simmons A, Schmolz E (2022) An assessment of animal welfare impacts in wild Norway rat (*Rattus norvegicus*) management. *Animal Welfare* 31:51-68. <https://doi.org/10.7120/09627286.31.1.005>
- Baldwin R, Quinn N, Davis D, Engeman R (2014) Effectiveness of rodenticides for managing invasive roof rats and native deer mice in orchards. *Environmental Science and Pollution Research* 21:5795-5802. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-2525-4>
- Belloq MI, Kravetz FO (1993) Productividad de la Lechuga de Campanario (*Tyto alba*) en nidos artificiales en agroecosistemas pampeanos. *El Hornero* 13:277-282. <https://doi.org/10.56178/eh.v13i4.1046>
- Berny PJ, Buronfosse T, Buronfosse F, Lamarque F, Lorgue G (1997) Field evidence of secondary poisoning of foxes (*Vulpes vulpes*) and buzzards (*Buteo buteo*) by bromadiolone, a 4-year survey. *Chemosphere* 35:1817-1829. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(97\)00242-7](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(97)00242-7)
- Bierregaard RO Jr (1998) Conservation status of birds of prey in the South American tropics. *Journal of Raptor Research* 32:19-27
- Bildstein KL (2017) *Raptors: the curious nature of diurnal birds of prey*. Cornell University Press, Ithaca, New York, EE. UU
- Bildstein KL (2021) *Vultures of the world: essential ecology and conservation*. Cornell University Press, Ithaca, New York, EEUU
- Boal CW, Dykstra CR (2018) *Urban Raptors: Ecology and conservation of birds of prey in cities*. Island Press, Washington, DC, USA.
- Booth L, Fisher P, Hepplewhite V, Eason C (2003) *Toxicity and residues of brodifacoum in snails and earthworms*. DOC Science Internal Series. 143
- Borrell B (2011) Where eagles die. *Nature*. <https://doi.org/10.1038/news.2011.24>
- Borst GHA, Counotte GHM (2002) Shortfalls using second-generation anticoagulant rodenticides. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine* 33:85. [https://doi.org/10.1638/1042-7260\(2002\)033\[0085:SUS-GAR\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1638/1042-7260(2002)033[0085:SUS-GAR]2.0.CO;2)
- Bouker G, Tyree A, San Martín A, Salom A, Dodino S, Balza U (2021) Garbage dump use, mortality, and microplastic exposure of raptors in Ushuaia, Tierra Del Fuego province, Southern Argentina. *Journal of Raptor Research* 55:220-229. <https://doi.org/10.3356/0892-1016-55.2.220>
- Boyle CM (1960) Case of apparent resistance of *Rattus norvegicus* to anticoagulant poisons. *Nature* 188:157. <https://doi.org/10.1038/188517a0>
- Brakes CR, Smith RH (2005) Exposure of non-target small mammals to rodenticides: short-term effects, recovery and implications for secondary poisoning. *Journal of Applied Ecology* 42:118-128. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.00997.x>
- Buckle AP, Prescott CV, Ward KJ (1994) Resistance to the first- and second-generation anticoagulant rodenticides - a new perspective. Pp. 138-144 en: Halverson WS, Marsh RE (eds) *Proceedings of the sixteenth vertebrate pest conference*, Santa Clara, California, USA
- Buckle A (2013) Anticoagulant resistance in the United Kingdom and a new guideline for the management of resistant infestations of Norway rats (*Rattus norvegicus* Berk.). *Pest Management Science* 69:334-341. <https://doi.org/10.1002/ps.3309>
- Buechley ER, Santangeli A, Girardello M, Neate-Clegg MHC, Oleyar D, McClure CJW, Şekercioğlu ÇH (2019) Global raptor research and conservation priorities: tropical raptors fall prey to knowledge gaps. *Diversity and Distribution* 25:856-869. <https://doi.org/10.1111/ddi.12901>
- Carrera A, Navas I, María-Mojica P, García-Fernández AJ (2024) Greater predisposition to second generation anticoagulant rodenticide exposure in red foxes (*Vulpes vulpes*) weakened by suspected infectious disease. *Science of the Total Environment* 907:167780. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167780>
- Charrel RN, de Lamballerie X (2009) Zoonotic aspects of arenavirus infections. *Veterinary Microbiology* 140:213-220. <https://doi.org/10.1016/j.vetmic.2009.08.027>
- Chitty J, Lierz M (2008) *BSAVA Manual of raptors, pigeons and passerine birds*. 1st Edition.
- Christensen TK, Lassen P, Elmeros M (2012) High exposure rates of anticoagulant rodenticides in predatory bird species in intensively managed landscapes in Denmark. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 63:437-444. <https://doi.org/10.1007/s00244-012-9771-6>
- Chua C, Humaidi M, Neves ES, Mailepessov D, Ng LC, Aik J (2022) VKORC1 mutations in rodent populations of a tropical city-state as an indicator of anticoagulant rodenticide resistance. *Scientific Reports* 16:12:4553. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-08653-8>
- Cooke R, Whiteley P, Death C, Weston MA, Carter N, Scammell K, Yokochi K, Nguyen H, White JG (2023) Silent killers? The widespread exposure of predatory nocturnal birds to anticoagulant rodenticides. *Science of the Total Environment* 904:166293. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166293>
- Cooper JE (2001) *Birds of prey: health and diseases*. Blackwell Publishing, New York, USA
- Cowan PE, Gleeson DM, Howitt RLJ, Ramón-Laca A, Esther A, Pelz HJ (2016) *Vkorc1* sequencing suggests anticoagulant resistance in rats in New

- Zealand. *Pest Management Science* 73:262-266. <https://doi.org/10.1002/ps.4304>
- Cox P, Smith RH (1992) Rodenticide ecotoxicology: pre-lethal effects of anticoagulants on rat behaviour. Pp 165–170 en: Borrecco JE, Marsh RE (eds) *Proceedings of the 15th vertebrate pest conference*. University of California, Davis, California, USA.
- Cuthbert RJ, Taggart MA, Saini M, Sharma A, Das A, Kulkarni MD, Deori P, Ranade S, Shringarpure RN, Galligan TH, Green RE (2016) Continuing mortality of vultures in India associated with illegal veterinary use of diclofenac and a potential threat from nimesulide. *Oryx* 50:104–112. <https://doi.org/10.1017/S003060531500037X>
- Damín-Pernik M, Espana B, Besse S, Fourel I, Caruel H, Popowycz F, Benoit E, Lattard V (2016) Development of an ecofriendly anticoagulant rodenticide based on the stereochemistry of difenacoum. *Drug Metabolism and Disposition* 44:1872–1880. <https://doi.org/10.1124/dmd.116.071688>
- Damín-Pernik M, Espana B, Lefebvre S, Fourel I, Caruel H, Benoit E, Lattard V (2017) Management of rodent populations by anticoagulant rodenticides: toward third-generation anticoagulant rodenticides. *Drug Metabolism and Disposition* 45:160–165. <https://doi.org/10.1124/dmd.116.073791>
- Declementi C, Sobczak BR (2012) Common rodenticide toxicoses in small animals. *Veterinary Clinics of North America-Small Animal Practice* 42:349–360. <https://doi.org/10.1016/j.cvsm.2011.12.008>
- Dickson AJ, Belthoff JR, Mitchell KA, Smith BW, Wallace ZP, Stuber MJ, Lockhart MJ, Rattner BA, Katzner TE (2020) Evaluating a rapid field assessment system for anticoagulant rodenticide exposure of raptors. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 79:454–460. <https://doi.org/10.1007/s00244-020-00763-6>
- Donázar JA, Cortés-Avizanda A, Fargallo JA, Margalida A, Moleón M, Morales-Reyes Z, Moreno-Opo R, Pérez-García JM, Sánchez-Zapata JA, Zuberogoitia I, Serrano D (2016) Role of raptors in a changing world: From flagships to providers of key ecosystem services. *Ardeola* 63:181–234. <https://doi.org/10.13157/arla.63.1.2016.rp8>
- Doolittle RF, Feng DF (1987) Reconstructing the evolution of vertebrate blood coagulation from a consideration of the amino acid sequences of clotting proteins. *Cold Spring Harb Symposia on Quantitative Biology* 52:869–874. doi:10.1101/SQB.1987.052.01.095
- Dowding CV, Shore RF, Worgan A, Baker PJ, Harris S (2010) Accumulation of anticoagulant rodenticides in a non-target insectivore, the European hedgehog (*Erinaceus europaeus*). *Environmental Pollution* 158:161–166. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.07.017>
- Eason CT, Murphy EC, Wright GRG, Spurr EB (2002) Assessment of risks of brodifacoum to non-target birds and mammals in New Zealand. *Ecotoxicology* 11:35–48. <https://doi.org/10.1023/A:1013793029831>
- Eleni C, Neri B, Giannetti L, Grifoni G, Meoli R, Stravino F, Friedrich KG, Scholl F, Di Cerbo P, Battisti A (2019) Death of captive-bred vultures caused by flunixin poisoning in Italy. *Environmental Toxicology and Pharmacology* 68:91–93. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2019.03.011>
- Elliott JE, Hindmarch S, Albert CA, Emery J, Mineau P, Maisonneuve F (2014) Exposure pathways of anticoagulant rodenticides to nontarget wildlife. *Environmental Monitoring and Assessment* 186:895–906. <https://doi.org/10.1007/s10661-013-3422-x>
- Elliott JE, Silverthorn V, English SG, Mineau P, Hindmarch S, Thomas PJ, Lee S, Bowes V, Redford T, Maisonneuve F, Okoniewski J (2024) Anticoagulant rodenticide toxicity in terrestrial raptors: tools to estimate the impact on populations in North America and globally. *Environmental Toxicology and Chemistry* 43:988–998. <https://doi.org/10.1002/etc.5829>
- Elliott JE, Silverthorn V, Hindmarch S, Lee S, Bowes V, Redford T, Maisonneuve F (2022) Anticoagulant rodenticide contamination of terrestrial birds of prey from Western Canada: patterns and trends, 1988–2018. *Environmental Toxicology and Chemistry* 41:1903–1917. <https://doi.org/10.1002/etc.5361>
- Elmeros M, Bossi R, Christensen TK, Kjær LJ, Lassenp, Topping CJ (2019) Exposure of non-target small mammals to anticoagulant rodenticide during chemical rodent control operations. *Environmental Science and Pollution Research* 26:6133–6140. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-04064-3>
- Erickson W, Urban D (2004) *Potential Risks of Nine Rodenticides to Birds and Nontarget Mammals: a Comparative Approach*; US Environmental Protection Agency, Office of Prevention, Pesticides, and Toxic Substances, Office of Pesticide Programs, U.S. Government Printing Office: Washington, DC, EEUU
- Evans J, Ward AL (1967) Secondary poisoning associated with anticoagulant-killed nutria. *Journal of the American Veterinary Medical Association* 151:856–861
- Fair J, Paul E, Jones J (2010) *Guidelines to the use of wild birds in research*. Ornithological Council, Washington, D.C, USA
- Feinstein DL, Akpa BS, Ayee MA, Boullerne AI, Braun D, Brodsky SV, Gidalevitz D, Hauck Z, Kalinin S, Kowal K, Kuzmenko I, Lis K, Marangoni N, Martynowycz MW, Rubinstein I, Van Breemen R, Ware K, Weinberg G (2016) The emerging threat of superwarfarins: history, detection, mechanisms, and countermeasures. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1374:111–122. <https://doi.org/10.1111/nyas.13085>
- Ferguson-Lees J, Christie DA (2001) *Raptors of the world*. Houghton Mifflin Harcourt, New York, NY, USA
- Figueiredo LT, Souza WM, Ferrés M, Enria DA (2014) Hantaviruses and cardiopulmonary syndrome in South America. *Virus Research* 187:43–54. <https://doi.org/10.1016/j.virus.2014.05.001>

- doi.org/10.1016/j.virusres.2014.01.015
- Fourel I, Damin-Pernik M, Benoit E, Lattard V (2017) Cis-bromadiolone diastereoisomer is not involved in bromadiolone Red Kite (*Milvus milvus*) poisoning. *Science of the Total Environment* 601–602:1412–1417. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.011>
- Fraser D, Mouton A, Serieys LEK, Cole S, Carver S, Vandewoude S, Lappin M, Riley SPD, Wayne R (2018) Genome-wide expression reveals multiple systemic effects associated with detection of anticoagulant poisons in Bobcats (*Lynx rufus*). *Molecular Ecology* 27:1170–1187. <https://doi.org/10.1111/mec.14531>
- Garvin JC, Slabe VA, Cuadros Díaz SF (2020) Conservation Letter: Lead poisoning of raptors. *Journal of Raptor Research* 54:473–479. <https://doi.org/10.3356/0892-1016-54.4.473>
- Gierus L, Birand A, Bunting MD, Godahewa GI, Piltz SG, Oh KP, Piaggio AJ, Threadgill DW, Godwin J, Edwards O, Cassey P, Ross JV, Prowse TA, Thomas PQ (2022) Leveraging a natural murine meiotic drive to suppress invasive populations. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 119:e2213308119. <https://doi.org/10.1073/pnas.2213308119>
- Goldstein MI, Lacher TE, Woodbridge B, Bechard MJ, Canavelli SB, Zaccagnini ME, Cobb GP, Scollon EJ, Tribolet R, Hopper MJ (1999) Monocrotophos-induced mass mortality of Swainson's Hawks in Argentina, 1995–96. *Ecotoxicology* 8:201–214. <https://doi.org/10.1023/A:1026496331396>
- Gombobaatar S, Sumiya D, Shagdarsuren O, Potapov ER, Fox N (2004) Saker falcon (*Falco cherrug milvipes* Jerdon) mortality in central Mongolia and population threats. *Mongolian Journal of Biological Sciences* 2:13–21
- Gómez-Adaros J, Cultrera-Rozowski A, Sallaberry-Pincheira N (2022) Blood transfusion from a Magellanic Great Horned Owl (*Bubo virginianus magellanicus*) to a Barn Owl (*Tyto alba*): A successful case of xenotransfusion. *Journal of Avian Medicine and Surgery* 36:302–307. <https://doi.org/10.1647/21-00055>
- Gómez EA, Hindmarch S, Smith JA (2022) Conservation letter: raptors and anticoagulant rodenticides. *Journal of Raptor Research* 56:147–153. <https://doi.org/10.3356/JRR-20-122>
- Gómez EA, Prestridge HL, Smith JA (2023) Anthropogenic threats to owls: Insights from rehabilitation admittance data and rodenticide screening in Texas. *PLoS One* 18:e0289228. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0289228>
- González F, Villén-Molina E, López I, Moraleda V, Suárez L, Waxman S, Rodríguez-Fernández C (2023) Residuos medicamentosos de diclofenaco y su impacto en los buitres del género *Gyps*. *Actuación en Farmacología y Terapéutica* 21:106–120
- Goulois J, Lambert V, Legros L, Benoit E, Lattard V (2017) Adaptive evolution of the *Vkorc1* gene in *Mus musculus domesticus* is influenced by the selective pressure of anticoagulant rodenticides. *Ecology and Evolution* 7:2767–2776. <https://doi.org/10.1002/ece3.2829>
- Greaves JH (2015) Resistance to anticoagulant rodenticides. Pp 187–208 en: Buckle AP, Smith R (eds) *Rodent Pests and Their Control*. 2da Edición, CAB Internacional
- Gupta RC (2018) Non-anticoagulant rodenticides. Pp 613–626 en: Gupta RC (ed) *Veterinary Toxicology*. 3ra Edición. Academic Press, Elsevier, New York, EE. UU.
- Herrero-Villar M, Delepouille É, Suárez-Regalado L, Solano-Manrique C, Juan-Sallés C, Iglesias-Lebrija J, Camarero P, González, F, Álvarez E, Mateo R (2021) First diclofenac intoxication in a wild avian scavenger in Europe. *Science of the Total Environment* 782:146890. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146890>
- Herring G, Eagles-Smith CA, Buck JA (2023) Anticoagulant rodenticides are associated with increased stress and reduced body condition of avian scavengers in the Pacific Northwest. *Environmental Pollution* 331:121899. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.121899>
- Herring G, Eagles-Smith CA, Wolstenholme R, Welch A, West C, Rattner BA (2022) Collateral damage: Anticoagulant rodenticides pose threats to California Condors. *Environmental Pollution* 311:119925. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022>
- Hickey JJ, Anderson DW (1968) Chlorinated hydrocarbons and eggshell changes in raptorial and fish-eating birds. *Science* 162:271–273. <https://doi.org/10.1126/science.162.3850.271>
- Hindmarch S, Elliott JE (2018) Ecological factors driving uptake of anticoagulant rodenticides in predators. Pp. 229–258 en: van den Brink N, Elliott J, Shore R, Rattner B (eds) *Anticoagulant Rodenticides and Wildlife*. Springer International Publishing, Cham, Switzerland
- Hindmarch S, Rattner BA, Elliott JE (2019) Use of blood clotting assays to assess potential anticoagulant rodenticide exposure and effects in free-ranging birds of prey. *Science of the Total Environment* 657:1205–1216. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.485>
- Hong SY, Lin HS, Walther BA, Shie JE, Sun YH (2018) Recent avian poisonings suggest a secondary poisoning crisis of Black Kites during the 1980s in Taiwan. *Journal of Raptor Research* 52:326–337. <https://doi.org/10.3356/JRR-17-40.1>
- Hong SY, Morrissey C, Lin HY, Lin KS, Lin WL, Yao CT, Lin TE, Chan FT, Sun YH (2019) Frequent detection of anticoagulant rodenticides in raptors sampled in Taiwan reflects government rodent control policy. *Science of the Total Environment* 691:1051–1058. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.076>
- Hopf-Dennis C, Kaye S, Hollingshead N, Brooks M, Bunting E, Abou-Madi N (2022) Prevalence of

- anticoagulant rodenticide exposure in red-tailed hawks (*Buteo jamaicensis*) and utility of clotting time assays to detect coagulopathy. *Ecotoxicology* 31:919–932. <https://doi.org/10.1007/s10646-022-02558-y>
- Howald GR, Mineau P, Elliott JE, Cheng KM (1999) Brodifacoum poisoning of avian scavengers during rat control on a seabird colony. *Ecotoxicology* 8:431–447. <https://doi.org/10.1023/A:1008951701780>
- Huckabee JR (2000) Raptor therapeutics. *Veterinary Clinics of North America. Exotic Animal Practice* 3:91–116. [https://doi.org/10.1016/S1094-9194\(17\)30096-8](https://doi.org/10.1016/S1094-9194(17)30096-8)
- Isackson B, Irizarry L (2022) Rodenticide Toxicity. En: StatPearls. Treasure (FL): StatPearls Publishing. Available from: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK554428/>
- Jackson WB, Ashton AD (1992) A review of available anticoagulants and their use in the United States. Pp. 88 en: *Proceedings of the Fifteenth Vertebrate Pest Conference - Vertebrate Pest Conference Proceedings collection*, University of Nebraska, Lincoln, Nebraska, EE. UU
- Jacob J, Buckle A (2018) Use of anticoagulant rodenticides in different applications around the world. Pp. 11–43 en: van den Brink N, Elliott J, Shore R, Rattner B (eds) *Anticoagulant Rodenticides and Wildlife*. Springer International Publishing, Cham, Switzerland
- Jácome N, Abarzua G, Astore V, Pacheco R (2022) Mass poisonings of the vulnerable Andean Condor prompt national strategy against the use of toxic baits in Argentina. *Ethnobiology and Conservation* 11:14. <https://doi.org/10.15451/ec2022-07-11.14-1-17>
- Jareño D, Paz Luna A, Viñuela J (2023) Local effects of nest-boxes for avian predators over common vole abundance during a mid-density outbreak. *Life* 13:1963. <https://doi.org/10.3390/life13101963>
- Johnston JJ, Pitt WC, Sugihara RT, Eisemann JD, Primus TM, Holmes MJ, Crocker J, Hart A (2005) Probabilistic risk assessment for snails, slugs, and endangered honeycreepers in diphacinone rodenticide baited areas on Hawaii, U.S.A. *Environmental Toxicology and Chemistry* 24:1557–1567. <https://doi.org/10.1897/04-255R.1>
- Joseph V (2006) Raptor medicine: an approach to wild, falconry, and educational birds of prey. *Veterinary Clinics of North America. Exotic Animal Practice* 9:321–345. <https://doi.org/10.1016/j.cvx.2006.03.007>
- Justice-Allen A, Loyd KA (2017) Mortality of Western Burrowing Owls (*Athene cunicularia hypugaea*) associated with brodifacoum exposure. *Journal of Wildlife Diseases* 53:165–169. <https://doi.org/10.7589/2015-12-321>
- Kelly TR, Poppenga RH, Woods LA, Hernandez YZ, Boyce WM, Samaniego FJ, Torres SG, Johnson CK (2014) Causes of mortality and unintentional poisoning in predatory and scavenging birds in California. *Veterinary Records Open* 1:e000028. <https://doi.org/10.1136/vropen-2014-000028>
- Knopper LD, Mineau P, Walker LA, Shore RF (2007) Bone density and breaking strength in UK raptors exposed to second generation anticoagulant rodenticides. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 78:249–251. <https://doi.org/10.1007/s00128-007-9122-x>
- Lambert O, Pouliquen H, Larhantec M, Thorin C, L'Hostis M (2007) Exposure of raptors and waterbirds to anticoagulant rodenticides (difenacoum, bromadiolone, coumatetralyl, coumaten, brodifacoum): epidemiological survey in Loire Atlantique (France). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 79:91–94. <https://doi.org/10.1007/s00128-007-9134-6>
- Langford KH, Reid M, Thomas KV (2013) The occurrence of second-generation anticoagulant rodenticides in non-target raptor species in Norway. *Science of the Total Environment* 450–451:205–208. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.01.100>
- Lattard V, Benoît E (2019) The stereoisomerism of second-generation anticoagulant rodenticides: a way to improve this class of molecules to meet the requirements of society? *Pest Management Science* 75:887–892. <https://doi.org/10.1002/ps.5155>
- Lefebvre S, Fourel I, Chatron N, Caruel H, Benoit E, Lattard V (2020) Comparative biological properties of the four stereoisomers of difethialone, a second-generation anticoagulant rodenticide, in rats: development of a model allowing to choose the appropriate stereoisomeric ratio. *Archives of Toxicology* 94:795–801. <https://doi.org/10.1007/s00204-020-02662-0>
- Lettoof DC, Lohr MT, Busetti F, Bateman PW, Davis RA (2020) Toxic time bombs: Frequent detection of anticoagulant rodenticides in urban reptiles at multiple trophic levels. *Science of the Total Environment* 724:138218. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138218>
- Liébana MS, Sarasola JH (2013) Nest-box occupancy by neotropical raptors in a native forest of central Argentina. *Journal of Raptor Research* 47:208–213. <https://doi.org/10.3356/JRR-12-51.1>
- Link KP (1959) The discovery of dicoumarol and its sequels. *Circulation* 9:97–107. <https://doi.org/10.1161/01.CIR.19.1.97>
- Lipton RA, Klass E M (1984) Human ingestion of a 'superwarfarin' rodenticide resulting in a prolonged anticoagulant effect. *Journal of the American Medical Association* 252:3004–3005. <https://doi.org/10.1001/jama.1984.03350210052030>
- Lohr MT (2018) Anticoagulant rodenticide exposure in an Australian predatory bird increases with proximity to developed habitat. *Science of the Total Environment* 643:134–144. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.207>
- López-Perea JJ, Camarero PR, Molina-López RA, Parpal L, Obón E, Solá J, Mateo R (2015) Interspecific and geographical differences in anticoagulant

- rodenticide residues of predatory wildlife from the Mediterranean region of Spain. *Science of the Total Environment* 511:259-267. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.12.042>
- López-Perea JJ, Mateo R (2018) Secondary exposure to anticoagulant rodenticides and effects on predators. Pp. 159-193 en: van den Brink N, Elliott J, Shore R, Rattner B (eds) *Anticoagulant Rodenticides and Wildlife*. Springer International Publishing, Cham, Switzerland
- Lovett RA (2012) Killing rats is killing birds. *Nature*. <https://doi.org/10.1038/nature.2012.11824>
- Lugo M (2019) Intoxicación con rodenticidas anticoagulantes: serie de casos y revisión de literatura. *Acta Toxicológica Argentina* 27:60-64
- MAD (2021a) Categorización de los Mamíferos de Argentina según su riesgo de extinción. *Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable (MAD)*. Resolución 316/2021
- MAD (2021b) Informe del estado del ambiente 2020. Ciudad Autónoma de Buenos Aires: Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de la Nación. https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/iea_2020_digital.pdf
- Madden KK, Rozhon GC, Dwyer J (2019) Conservation Letters: raptor persecution. *Journal of Raptor Research* 53:230-233. <https://doi.org/10.3356/JRR-18-37>
- MAPA (2024) Registro de Productos Fitosanitarios. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid. España. <https://www.mapa.gob.es/es/agricultura/temas/sanidad-vegetal/productos-fitosanitarios/registro-productos/>
- Martínez-Padilla J, López-Idiáquez D, López-Perea JJ, Mateo R, Paz A, Viñuela J (2017) A negative association between bromadiolone exposure and nestling body condition in common kestrels: management implications for vole outbreaks. *Pest Management Science* 73:364-370. <https://doi.org/10.1002/ps.4435>
- Martínez-Ruiz M, Dykstra CR, Booms TL, Henderson MT (2023) Conservation Letters: Effects of global climate change on raptors. *Journal of Raptor Research* 57:92-105. <https://doi.org/10.3356/JRR-22-75>
- Martinho F (2009) Indications and technique for blood transfusion in birds. *Journal of Exotic Pet Medicine* 18:112-116. <https://doi.org/10.1053/j.jepm.2009.04.001>
- Marzal A (2012) Recent advances in studies on avian malaria parasites. Pp. 135-158 en: Omolade O (ed) *Malaria Parasites*. Hauppauge: Nova Publisher
- Massei G, Jacob J, Hinds LA (2023) Developing fertility control for rodents: a framework for researchers and practitioners. *Integrative Zoology* 19:87-107. <https://doi.org/10.1111/1749-4877.12727>
- Massoia E (1983) La alimentación de algunas aves del orden Estrigiformes en la Argentina. *El Hornero Número Extraordinario*:125-148
- Masuda BM, Fisher P, Beaven B (2015) Residue profiles of brodifacoum in coastal marine species following an island rodent eradication. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 113:1-8. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.11.013>
- McClure CJW, Lepage D, Dunn L, Anderson DL, Schulwitz SE, Camacho L, Robinson BW, Christidis L, Schulenberg TS, Iliff MJ, Rasmussen PC, Johnson J (2020) Towards reconciliation of the four world bird lists: hotspots of disagreement in taxonomy of raptors. *Proceedings Biological Sciences* 287(1929):20200683. <https://doi.org/10.1098/rspb.2020.0683>
- McClure CJW, Buij R, Thorstrom R, Vargas F, Virani M (2023) The world's most imperiled raptors present substantial conservation challenges. *Journal of Raptor Research* 57:375-384. <https://doi.org/10.3356/JRR-22-79>
- McClure CJW, Westrip JRS, Johnson JA, Schulwitz SE, Virani MZ, Davies R, Symes A, Weatherly H, Thorstrom R, Amar A, Buij R, Jones VR, Williams NE, Buechley ER, Butchart SHM (2018) State of the world's raptors: distributions, threats, and conservation recommendations. *Biological Conservation* 227:390-402. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.08.012>
- Mendenhall VM, Pank LF (1980) Secondary poisoning of owls by anticoagulant rodenticides. *Wildlife Society Bulletin* 8:311-315
- Mercer MA, Davis JL, Riviere JE, Baynes RE, Tell LA, Jaber-Douraki M, Maunsell FP, Lin Z (2022) Mechanisms of toxicity and residue considerations of rodenticide exposure in food Animals-a FA-RAD perspective. *Journal of the American Veterinary Medical Association* 260:514-523. <https://doi.org/10.2460/javma.21.08.0364>
- Middleberg RA, Homan J (2012) Qualitative identification of rodenticide anticoagulants by LC-MS/MS. *Methods in Molecular Biology* 902:139-148. https://doi.org/10.1007/978-1-61779-934-1_12
- Mikkola H (2013) *Owls of the World: A photographic guide*. Firefly Books, Ontario, Canadá
- Muñoz-Pedrerros A, Gil C, Yañez J, Rau J (2010) Raptor habitat management and its implication on the biological control of the Hantavirus. *European Journal of Wildlife Research* 56:703-715. <https://doi.org/10.1007/s10344-010-0364-2>
- Murphy MJ (2012) Rodenticide toxicosis. Pp. 133-135 en: Bonagura JD (ed) *Kirk's current veterinary therapy XV*. WB Saunders Co., Philadelphia
- Murphy MJ (2018) Anticoagulant rodenticides. Pp. 583-612 en: Gupta RC (ed) *Veterinary Toxicology: Basic and clinical principles*. Academic Press, Elsevier, New York, NY, USA
- Murray M (2011) Anticoagulant rodenticide exposure and toxicosis in four species of birds of prey presented to a wildlife clinic in Massachusetts, 2006-2010. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine* 42:88-97.

- <https://doi.org/10.1638/2010-0188.1>
- Murray M (2017) Anticoagulant rodenticide exposure and toxicosis in four species of birds of prey in Massachusetts, USA, 2012–2016, in relation to use of rodenticides by pest management professionals. *Ecotoxicology* 26:1041–1050. <https://doi.org/10.1007/s10646-017-1832-1>
- Murray M (2018) Ante-mortem and post-mortem signs of anticoagulant rodenticide toxicosis in birds of prey. Pp. 109-134 en: van den Brink N, Elliott J, Shore R, Rattner B (eds) *Anticoagulant Rodenticides and Wildlife*. Springer International Publishing, Cham, Switzerland
- Murray M (2020) Continued anticoagulant rodenticide exposure of Red-tailed Hawks (*Buteo jamaicensis*) in the northeastern United States with an evaluation of serum for biomonitoring. *Environmental Toxicology and Chemistry* 39:2325–2335. <https://doi.org/10.1002/etc.4853>
- Murray M, Cox EC (2023) Active metabolite of the neurotoxic rodenticide bromethalin along with anticoagulant rodenticides detected in birds of prey in the northeastern United States. *Environmental Pollution* 333:122076. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.122076>
- Murray M, Tseng F (2008) Diagnosis and treatment of secondary anticoagulant rodenticide toxicosis in a red-tailed hawk (*Buteo jamaicensis*). *Journal of Avian Medicine and Surgery* 22:41–46. <https://doi.org/10.1647/2007-012R.1>
- Naidoo V, Wolter K, Cromarty D, Diekmann M, Duncan N, Meharg AA, Taggart MA, Venter L, Cuthbert R (2010) Toxicity of non-steroidal anti-inflammatory drugs to *Gyps* vultures: a new threat from ketoprofen. *Biology Letters* 23:339–341. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2009.0818>
- Nakayama SMM, Morita A, Ikenaka Y, Mizukawa H, Ishizuka M (2019) A review: poisoning by anticoagulant rodenticides in non-target animals globally. *Journal of Veterinary Medical Science* 81:298–313. <https://doi.org/10.1292/jvms.17-0717>
- Nevill H (2009) Diagnosis of nontraumatic blood loss in birds and reptiles. *Journal of Exotic Pet Medicine* 18:140–145. <https://doi.org/10.1053/j.jepm.2009.04.011>
- Newton I (1979) *Population ecology of raptors*. Buteo Books, Vermillion, South Dakota
- Newton I (1998) *Population limitation in birds*. Elsevier, London, United Kingdom
- Newton I, Shore RF, Wyllie I, Birks JDS, Dale L (1999) Empirical evidence of side-effects of rodenticides on some predatory birds and mammals. Pp. 347-367 en: Cowan DP, Feare C (eds) *Advances in vertebrate pest management*. Filander Verlag, Fürth, Germany
- Newton I, Wyllie I, Freestone P (1990) Rodenticides in British Barn Owls. *Environmental Pollution* 68:101–117. [https://doi.org/10.1016/0269-7491\(90\)90015-5](https://doi.org/10.1016/0269-7491(90)90015-5)
- Nguyen N, Saggese MD, Eng C (2018) Analysis of historical medical records of California Condors (*Gymnogyps californianus*) admitted for lead exposure to the Los Angeles Zoo and Botanical Gardens between 1997 and 2012: a case series study. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine* 49:902–911. <https://doi.org/10.1638/2018-0022.1>
- Nielsen M, Langley MC, Shipton C, Kapitány R (2020) *Homo neanderthalensis* and the evolutionary origins of ritual in *Homo sapiens*. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B, Biological Sciences* 375(1805):20190424. <https://doi.org/10.1098/rstb.2019.0424>
- Novgorod N, Цеһтп K, Hobроpод H (2010) The Imperial Eagle is a vanishing species in the Tyva Republic, Russia. *Raptors Conservation* 20:177–185. <https://doi.org/10.1292/jvms.17-0717>
- O'Bryan CJ, Allan JR, Suarez-Castro AF, Delsen DM, Buij R, McClure CJW, Rehbein JA, Virani M, McCabe JdD Tyrrell P, Negret PJ, Greig C, Brehony P, Kissling WD (2022) Human impacts on the world's raptors. *Frontiers in Ecology and Evolution* 10:e624896. <https://doi.org/10.3389/fevo.2022.624896>
- Oaks JL, Gilbert M, Virani MZ, Watson RT, Meteyer CU, Rideout B, Shivaprasad HL, Amed S, Iqbal-Chaudhry MJ, Arshad M, Mahmood S, Ali AY, Khan AA (2004) Diclofenac residues as the cause of vulture population declines in Pakistan. *Nature* 427:630–633. <https://doi.org/10.1038/nature02317>
- Oliva-Vidal P, Martínez JM, Sánchez-Barbudo IS, Camarero PR, Colomer MA, Margalida A, Mateo R (2022) Second-generation anticoagulant rodenticides in the blood of obligate and facultative European avian scavengers. *Environmental Pollution* 315:120385. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120385>
- Padayachee K, Reynolds C, Mateo R, Amar A (2023) A global review of the temporal and spatial patterns of ddt and dieldrin monitoring in raptors. *Science of the Total Environment* 858:159734. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159734>
- Panopio JK, Pajaro M, Grande JM, Dela Torre M, Raquino M, Watts P (2021) Conservation Letter: Deforestation—The Philippine Eagle as a case study in developing local management partnerships with indigenous peoples. *Journal of Raptor Research* 55:460–467. <https://doi.org/10.3356/JRR-20-118>
- Pay J M, Katzner TE, Hawkins CE, Barmuta LA, Brown WE, Wiersma JM, Koch AJ, Mooney NJ, Cameron EZ (2021) Endangered Australian top predator is frequently exposed to anticoagulant rodenticides. *Science of the Total Environment* 788:147673. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147673>
- Paz Luna A, Bintanel H, Viñuela J, Villanúa D (2020) Nest-boxes for raptors as a biological control system of vole pests: High local success with moderate negative consequences for non-target species. *Biological Control* 146:104267. <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2020.104267>
- Peleg O, Nir S, Meyrom K, Aviel S, Roulin A, Izhaki I,

- Leshem Y, Charter M (2018) Three decades of satisfied Israeli farmers: Barn Owls (*Tyto alba*) as biological pest control of rodents. Pp. 208–217 en: Woods DM (ed) *Proceedings of the 28th Vertebrates Pest Conference*. University of California, Davis, California, USA. <https://doi.org/10.5070/V42811039>
- Pettan-Brewer C, Figueroa DP, Cediell-Becerra N, Kahn LH, Martins AF, Biondo AW (2022) Editorial: Challenges and successes of One Health in the context of planetary health in Latin America and the Caribbean. *Frontiers in Public Health* 10:1081067. <https://doi.org/10.3389/fpubh.2022.1081067>
- Pitt WC, Berentsen AR, Shiels AB, Volker SF, Eisemann JD, Wegmann AS, Howald GR (2015) Non-target species mortality and the measurement of brodifacoum rodenticide residues after a rat (*Rattus rattus*) eradication on Palmyra Atoll, tropical Pacific. *Biological Conservation* 85:36–46. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.01.008>
- Plaza PI, Lambertucci SA (2020) Ecology and conservation of a rare species: What do we know and what may we do to preserve Andean Condors? *Biological Conservation* 251:108782. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108782>
- Plaza PI, Martínez-López E, Lambertucci SA (2019) The perfect threat: Pesticides and vultures. *Science of the Total Environment* 687:1207–1218. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.160>
- Poessel SA, Breck SW, Fox KA, Gese EM (2015) Anticoagulant rodenticide exposure and toxicosis in Coyotes (*Canis latrans*) in the Denver Metropolitan Area. *Journal of Wildlife Diseases* 51:265–268. <https://doi.org/10.7589/2014-04-116>
- Powolny T, Bassin N, Crini N, Fourel I, Morin C, Pottinger TG, Masseurin S, Zahn S, Coeurdassier M (2020) Corticosterone mediates telomere length in raptor chicks exposed to chemical mixture. *Science of the Total Environment* 706:135083. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135083>
- Quinn N, Kenmuir S, Krueger L (2019) A California without rodenticides: challenges for commensal rodent management in the future. Pp. 40–46 en: Woods DM (ed) *Proceedings of the 28th Vertebrates Pest Conference*. University of California, Davis, California, USA. <https://doi.org/10.5070/V42811007>
- Rached A, Mahjoub T, Fournoux A, Barbier B, Fourel I, Caruel H, Lefebvre S, Lattard V (2023) Interest of the faecal and plasma matrix for monitoring the exposure of wildlife or domestic animals to anticoagulant rodenticides. *Environmental Toxicology and Pharmacology* 97:104033. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2022.104033>
- Ratcliffe D A (1970) Changes attributable to pesticides in egg breakage frequency and eggshell thickness in some British birds. *Journal of Applied Ecology* 7:67–115. <https://doi.org/10.2307/2401613>
- Rattner BA, Harvey JJ (2021) Challenges in the interpretation of anticoagulant rodenticide residues and toxicity in predatory and scavenging birds. *Pest Management Science* 77:604–610. <https://doi.org/10.1002/ps.6137>
- Rattner BA, Horak KE, Lazarus RS, Goldade Da, Johnston JJ (2014a) Toxicokinetics and coagulopathy threshold of the rodenticide diphacinone in Eastern Screech-Owls (*Megascops asio*). *Environmental Toxicology and Chemistry* 33:74–81. <https://doi.org/10.1002/etc.2390>
- Rattner BA, Horak KE, Warner SE, Day DD, Johnston JJ (2010) Comparative toxicity of Diphacinone to Northern Bobwhite (*Colinus virginianus*) and American Kestrel (*Falco sparverius*). Pp. 146–152 en: Timm RM, Fagerstone KA (eds) *Proceedings of the 24th Vertebrate Pest Conference*. University of California Davis, CA, USA. <https://doi.org/10.5070/V424110380>
- Rattner BA, Horak KE, Warner SE, Day DD, Meteyer CU, Volker SF, Eisemann JD, Johnston JJ (2011) Acute toxicity, histopathology, and coagulopathy in American Kestrels (*Falco sparverius*) following administration of the rodenticide diphacinone. *Environmental Toxicology and Chemistry* 30:1213–1222. <https://doi.org/10.1002/etc.490>
- Rattner Ba, Lazarus RS, Elliott JE, Shore RF, Van den Brink N (2014b) Adverse outcome pathway and risks of anticoagulant rodenticides to predatory wildlife. *Environmental Science and Technology* 48:8433–8445. <https://doi.org/10.1021/es501740n>
- Rattner BA, Mastrota FN (2018) Anticoagulant rodenticide toxicity to non-target wildlife under controlled exposure conditions. Pp. 45–86 en: van den Brink N, Elliott J, Shore R, Rattner B (eds) *Anticoagulant Rodenticides and Wildlife*. Springer International Publishing, Cham, Switzerland. https://doi.org/10.1007/978-3-319-64377-9_3
- Rattner B, Volker SF, Lankton JS, Bean TGg, Lazarus RS, Horak KE (2020) Brodifacoum toxicity in American Kestrels (*Falco sparverius*) with evidence of increased hazard on subsequent anticoagulant rodenticide exposure. *Environmental Toxicology and Chemistry* 39:468–481. <https://doi.org/10.1002/etc.4629>
- Redig PT, Arent LR (2008) Raptor toxicology. *Veterinary Clinics of North America: Exotic Animal Practice* 11:261–282. <https://doi.org/10.1016/j.cvex.2007.12.004>
- Regnery J, Schulz RS, Parrhysius P, Bachtin J, Brinke M, Schäfer S, Reifferscheid G, Friesen A (2020) Heavy rainfall provokes anticoagulant rodenticides' release from baited sewer systems and outdoor surfaces into receiving streams. *Science of the Total Environment* 740:139905. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139905>
- Restrepo-Cardona JS, Parrado MA, Vargas FH, Kohn S, Saenz-Jiménez F, Potaufeu Y, Narváez F (2022) Anthropogenic threats to the Vulnerable Andean Condor in northern South America. *PLoS ONE* 17:e0278331. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0278331>
- Riley SPD, Bromley C, Poppenga RH, Uzal FA, Whited

- L, Sauvajot RM (2007) Anticoagulant exposure and notoedric mange in bobcats and mountain lions in urban southern California. *Journal of Wildlife Management* 71:1874–1884. <https://doi.org/10.2193/2005-615>
- Roos S, Campbell St, Hartley G, Shore RF, Walker LA, Wilson JD (2021) Annual abundance of common Kestrels (*Falco tinnunculus*) is negatively associated with second generation anticoagulant rodenticides. *Ecotoxicology* 30:560–574. <https://doi.org/10.1007/s10646-021-02374-w>
- Rost S, Pelz HJ, Menzel S, MacNicoll AD, León V, Song KJ, Jäkel T, Oldenburg J, Müller CR (2009) Novel mutations in the VKORC1 gene of wild rats and mice—a response to 50 years of selection pressure by warfarin? *BMC Genetics* 10:4. <https://doi.org/10.1186/1471-2156-10-4>
- Ruiz-López MJ, Barahona L, Martínez-de la Puente J, Pepió M, Valsecchi A, Peracho V, Figuerola J, Montalvo T (2022) Widespread resistance to anticoagulant rodenticides in *Mus musculus domesticus* in the city of Barcelona. *Science of the Total Environment* 845:157192. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157192>
- Ruiz-Suárez N, Henríquez-Hernández LA, Valerón PF, Boada LD, Zumbado M, Camacho M, Almeida-González M, Luzardo OP (2014) Assessment of anticoagulant rodenticide exposure in six raptor species from the Canary Islands (Spain). *Science of the Total Environment* 485-486:371–376. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.03.094>
- Sage R, Pearson O, Sanguinetti J, Pearson A (2007) Ratada 2001: A rodent outbreak following the flowering of bamboo (*Chusquea culeou*) in southwestern Argentina. Pp.177-224 en: Kelt DA, Lessa EP, Salazar-Bravo J, Patton JL (eds). *The quintessential naturalist: honoring the life and legacy of Oliver P. Pearson*. University of California Publications in Zoology
- Saggese MD (2007) Medicina de la conservación, enfermedades y aves rapaces. *El Hornero* 22:117–130
- Saggese MD (2021) Neotropical raptors: promoting research and advancing conservation in the 21st century. *Journal of Raptor Research* 55:137–138. <https://doi.org/10.3356/0892-1016-55.2.137>
- Saggese MD (2024) Chicken necropsy. Pp. 193-208 en: Khamas W, Rutllant J (eds) *Atlas of anatomy and histology of the domestic chicken*. Wiley Publishers, New York, NY, USA. <https://doi.org/10.1002/9781119841739.ch14>
- Saggese MD, Plaza P, Casalins L, Ortiz G, Ojeda V (2022) Test Patagonia's raptors for rodenticides. *Science* 377:1054. <https://doi.org/10.1126/science.ade2357>
- Saggese MD, Quaglia A, Lambertucci SA, Bo MS, Sarasola JH, Pereyra- Lobos R, Maceda JJ (2009) Survey of lead toxicosis in free-ranging raptors from central Argentina. Pp. 223-231 en: Watson RT, Fuller M, Pokras M, Hun WG (eds) *Ingestion of lead from spent ammunition: implications for wildlife and humans..* The Peregrine Fund, Boise, Idaho, USA <https://doi.org/10.4080/ilsa.2009.0211>
- Salim H, Noor HM, Hamid NH, Omar D, Kasim A, Abidin CM (2014) Secondary poisoning of captive barn owls, *Tyto alba javanica* through feeding with rats poisoned with chlorophacinone and bromadiolone. *Journal of Oil Palm Research* 26:62–72
- Samour J (2016) *Avian Medicine*. Elsevier Ltd. New York, NY, USA
- Sánchez-Barbudo IS, Camarero PR, Mateo R (2012) Primary and secondary poisoning by anticoagulant rodenticides of non-target animals in Spain. *Science of the Total Environment* 420:280–288. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.01.028>
- Scott DE (2020) *Raptor medicine, surgery, and rehabilitation*. CABI publishers, Boston, MA, USA
- Serieys LEK, Lea AJ, Epeldegui M, Armenta TC, Moriarty J, VandeWoude S, Carver S, Foley J, Wayne RK, Riley SPD, Uittenbogaart CH (2018) Urbanization and anticoagulant poisons promote immune dysfunction in bobcats. *Proceedings of the Royal Society B, Biological Sciences* 285:20172533. <https://doi.org/10.1098/rspb.2017.2533>
- Shaw P, Ogada D, Dunn L, Buij R, Amar A, Garbett R, Herremans M, Virani M, Kendall C, Croes B, Odino M, Kapila S, Wairasho P, Rutz C, Botha A, Gallo-Orsi U, Murn C, Maude G, Thomsett S (2024) African savanna raptors show evidence of widespread population collapse and a growing dependence on protected areas. *Nature Ecology and Evolution* 8:45-56. <https://doi.org/10.1038/s41559-023-02236-0>
- Shore RF, Coeurdassier M (2018) Primary Exposure and Effects in Non-target Animals. Pp. 135-157 en: van den Brink N, Elliott J, Shore R, Rattner B (eds) *Anticoagulant Rodenticides and Wildlife*. Springer International Publishing, Cham, Switzerland. https://doi.org/10.1007/978-3-319-64377-9_6
- Slater SJ, Dwyer JF, Murgatroyd M (2020) Conservation Letter: Raptors and overhead electrical systems. *Journal of Raptor Research* 54:198–203. <https://doi.org/10.3356/0892-1016-54.2.198>
- Soulé ME (1985) What Is Conservation Biology? *BioScience* 35:727-734. <https://doi.org/10.2307/1310054>
- Spadetto L, Gómez-Ramírez P, Zamora-Marín JM, León-Ortega M, Díaz-García S, Tecles F, Fenoll J, Cava J, Calvo JF, García-Fernández AJ (2024) Active monitoring of long-eared owl (*Asio otus*) nestlings reveals widespread exposure to anticoagulant rodenticides across different agricultural landscapes. *Science of the Total Environment* 918:170492. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.170492>
- Stone WB, Okoniewski JC, Stedelin JR (1999) Poisoning of wildlife with anticoagulant rodenticides in New York. *Journal of Wildlife Diseases* 35:187–193. <https://doi.org/10.7589/0090-3558-35.2.187>
- Stone WB, Okoniewski JC, Stedelin JR (2003) Anticoagulant rodenticides and raptors: recent findings from New York, 1998-2001. *Bulletin of Environmen-*

- tal Contamination and Toxicology* 70:34–40 <https://doi.org/10.1007/s00128-002-0152-0>
- Swan GE, Cuthbert R, Quevedo M, Green RE, Pain DJ, Bartels P, Cunningham AA, Duncan N, Meharg AA, Oaks JL, Parry-Jones J, Shultz S, Taggart MA, Verdoorn G, Wolter K (2006) Toxicity of diclofenac to *Gyps* vultures. *Biology Letters* 2:279–282. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2005.0425>
- Swenson J, Bradley GA (2013) Suspected cholecalciferol rodenticide toxicosis in avian species at a zoological institution. *Journal of Avian Medicine and Surgery* 27:136–147. <https://doi.org/10.1647/2011-062>
- Tavernier P, Saggese MD, van Wettere A, Redig PT (2005) Malaria in an Eastern Screech Owl (*Otus asio*). *Avian Diseases* 49:433–435. <https://doi.org/10.1637/7318-122904R.1>
- Thomas PJ, Mineau P, Shore RF, Champoux L, Martin PA, Wilson LK, Fitzgerald G, Elliott JE (2011) Second generation anticoagulant rodenticides in predatory birds: probabilistic characterisation of toxic liver concentrations and implications for predatory bird populations in Canada. *Environment International* 37:914–920 (and corrigendum 40:256). <https://doi.org/10.1016/j.envint.2011.03.010>
- Toulon P, Metge S, Hangard M, Zwahlen S, Pialuene S, Besson V (2017) Impact of different storage times at room temperature of unspun citrated blood samples on routine coagulation tests results. Results of a bicenter study and review of the literature. *International Journal of Laboratory Hematology* 39:458–468. <https://doi.org/10.1111/ijlh.12660>
- Trejo A (2007) Identification of important species and priority areas for the study of reproduction of raptors in Argentina. *El Hornero* 22:85–96
- Trejo A, Ojeda V (2015) Aportes desde la vertiente argentina al conocimiento de las aves rapaces del bosque templado austral. *Boletín Chileno de Ornitología* 21:15–28
- Valchev I, Binev R, Yordanova V, Nikolov Y (2008) Anticoagulant rodenticide intoxication in animals - A review. *Turkish Journal of Veterinary and Animal Sciences* 32:237–243
- Valverde I, Espín S, Gómez-Ramírez P, Navas I, María-Mojica P, Sánchez-Virosta P, Jiménez P, Torres-Chaparro MY, García-Fernández AJ (2021) Wildlife poisoning: a novel scoring system and review of analytical methods for anticoagulant rodenticide determination. *Ecotoxicology* 30:767–782. <https://doi.org/10.1007/s10646-021-02411-8>
- Valverde I, Espín S, Gómez-Ramírez P, Navas I, Sánchez-Virosta P, Torres-Chaparro MY, Jiménez P, María-Mojica P, García-Fernández AJ (2020) Temporal persistence of bromadiolone in decomposing bodies of Common Kestrel (*Falco tinnunculus*). *Toxics* 8:98. <https://doi.org/10.3390/toxics8040098>
- van den Brink NW, Elliot JE, Shore RF, Rattner BA (2018) Anticoagulant rodenticides and wildlife: introduction. Pp. 1–9 en: van den Brink N, Elliott J, Shore R, Rattner B (eds). *Anticoagulant Rodenticides and Wildlife*. Springer International Publishing, Cham, Switzerland
- Vandenbroucke V, Bousquet-Melou A, De Backer P, Croubels S (2008) Pharmacokinetics of eight anticoagulant rodenticides in mice after single oral administration. *Journal of Veterinary Pharmacology and Therapeutics* 31:437–445. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2885.2008.00979.x>
- Vein J, Grandemange A, Cosson JF, Benoit E, Berny PJ (2011) Are water vole resistant to anticoagulant rodenticides following field treatments? *Ecotoxicology* 20:1432–1441. <https://doi.org/10.1007/s10646-011-0700-7>
- Vyas NB, Kuncir F, Clinton CC (2017) Influence of poisoned prey on foraging behavior of Ferruginous Hawks. *The American Midland Naturalist* 177:75–83. <https://doi.org/10.1674/0003-0031-177.1.75>
- Vyas NB, Rattner BA, Lockhart JM, Hulse CS, Rice CP, Kuncir F, Kritz K (2022) Toxicological responses to sublethal anticoagulant rodenticide exposure in free-flying hawks. *Environmental Science and Pollution Research* 29:74024–74037. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-20881-z>
- Watt BE, Proudfoot AT, Bradberry SM, Vale JA (2005) Anticoagulant rodenticides. *Toxicology Reviews* 24:259–269. <https://doi.org/10.2165/00139709-200524040-00005>
- Willette M, Ponder J, Cruz-Martinez L, Arent L, Bueno Padilla I, De Francisco ON, Redig (2009) Management of select bacterial and parasitic conditions of raptors. *Veterinary Clinics of North America. Exotic Animal Practice* 12:491–517. <https://doi.org/10.1016/j.cvex.2009.06.006>
- Young J, De Lai L (1997) Population declines of predatory birds coincident with the introduction of Kle-rat rodenticide in North Queensland. *Australian Bird Watcher* 17:160–167





¿QUÉ SE HA INVESTIGADO EN AVES EN LA ECORREGIÓN PAMPEANA EN EL PERÍODO 1980-2020 Y CON QUÉ FINES?

What has been researched on birds in the Pampas ecoregion in the period 1980-2020 and what for?

Federico Weyland

Grupo de Agroecosistemas y Paisajes Rurales, Recursos Naturales y Gestión Ambiental, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata, CONICET, Ruta 226 Km 73.5, Balcarce, Argentina

*fweyland@mdp.edu.ar

RESUMEN: En las últimas décadas, la ecorregión pampeana ha sufrido grandes cambios en el uso/cobertura del suelo producidos por la intensificación agrícola. Esto sugiere la necesidad de una revisión crítica sobre las especies de aves que se han estudiado y los enfoques para así identificar vacíos de información. En este trabajo, usé un enfoque bibliométrico, complementado con encuestas a investigadores en actividad, en el que consideré la cantidad de artículos publicados como indicador del esfuerzo de investigación. A través de una búsqueda en Scopus recopilé los artículos publicados en el período 1980-2020 sobre especies de aves con distribución en la ecorregión pampeana. Los resultados muestran que las investigaciones durante este período se han concentrado en algunas especies comunes y de distribución amplia, pero también en algunas con problemas de conservación. Los estudios básicos han ido dejando lugar a estudios con fines aplicados, más relacionados a la toma de decisiones sobre uso del suelo, manejo y conservación. El patrón de publicaciones en la ecorregión pampeana sugiere que los investigadores siguen una agenda propia, determinada por las tradiciones de los grupos de investigación y el uso de especies como modelos ecológicos y comportamentales, lo que también conlleva sesgos taxonómicos y temáticos. En este sentido, se nota una falta de estudios sobre muchas especies con distribución en la ecorregión pampeana, en particular algunas con problemas de conservación como la Monjita Dominicana (*Xolmis dominicanus*), y en temas como ecotoxicología y etnozoografía. Este patrón indica la necesidad de ampliar los enfoques a través de estudios interdisciplinarios.

PALABRAS CLAVE: *análisis bibliométrico, esfuerzo de investigación, estado del conocimiento, sesgos taxonómicos*

ABSTRACT: In recent decades, the Pampas ecoregion has suffered major changes in land use/cover driven by agricultural intensification. This suggests the need for a critical review of the bird species that have been studied and the approaches taken to identify information gaps. In this work, I used a bibliometric approach in which I considered the number of articles published as an indicator of research effort. This approach was complemented with a survey to researchers in activity. Through a search in Scopus, I compiled the articles published during the period 1980-2020 on Pampas bird species. The results showed that research during this period has focused on some common and widely distributed species, but also on a few with conservation problems. Basic studies have been giving way to studies with applied purposes, more related to decision-making on land use, management and conservation. The pattern of publications in the Pampas ecoregion suggests that researchers follow their own agenda, determined by the traditions of the research groups and the use of species as ecological and behavioral models, which also entails taxonomic and thematic biases. In this sense, there is a lack of studies on many species with distribution in the Pampas ecoregion, particularly some with conservation problems like the Black and White Monjita (*Xolmis dominicanus*), and on topics such as ecotoxicology and ethnozoography. This pattern indicates the need to expand approaches through interdisciplinary studies.

KEYWORDS: *bibliometric analysis, research effort, state of the art, taxonomic bias*

Poco más de un tercio de las especies de aves argentinas habitan la ecorregión pampeana (MAyDS & AA 2017). Sin embargo, debido principalmente a las transformaciones para uso agrícola de esta ecorregión desde hace más de un siglo (Ghersa & León 2001, Nanni et al. 2020), la distribución de varias de esas especies ha retrocedido, por lo que aproximadamente un 10% tiene algún grado de amenaza a su conservación (Azpiroz et al. 2012, MAyDS y AA 2017). En este contexto, el estudio de las aves con distribución en la ecorregión pampeana se torna relevante tanto para su conservación como en relación a sus contribuciones a las personas a través de procesos ecológicos (e.g., control de plagas, dispersión de semillas) y aspectos culturales (e.g., oportunidades de recreación, valores espirituales y sentido de pertenencia) (Bó et al. 2007, Azpiroz et al. 2012, Medrano et al. 2017, Gorosábel et al. 2020).

Los esfuerzos de investigación en distintas especies y tópicos varían de acuerdo con el contexto en el que se realizan (Ducatez & Lefebvre 2014). Por ejemplo, Esquivel et al. (2023) señalan que los estudios en Paraguay en las últimas décadas se han concentrado en listados de especies y distribución. Esto surge de la necesidad de completar la descripción de su avifauna, aspecto que tiene un retraso de más de cincuenta años respecto de otros países en la región. En cambio, a nivel regional (Neotrópico) y global, ese tipo de estudios ha decrecido y aumentaron los estudios en ecología y conservación (Bautista & Pantoja 2000, Freile et al. 2014). Estas diferencias en el esfuerzo de investigación responden a factores diversos como el desarrollo de la comunidad de científicos y naturalistas, las posibilidades de financiamiento o la vinculación entre grupos (Bautista & Pantoja 2000, Brito & Oprea 2009, McKenzie & Robertson 2015, Lincer et al. 2018, Esquivel et al. 2023).

Asimismo, las justificaciones de las investigaciones acompañan momentos históricos que pueden estar relacionados a la degradación ambiental del sitio de estudio, marcos conceptuales de moda e instrumentos de intervención aceptados. La Declaración sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo y el Convenio sobre la Diversidad Biológica a principios de la década de 1990 se dieron un impulso muy importante a las investigaciones en torno a la biodiversidad, en especial al efecto del uso del suelo sobre la misma (Chapin III et al. 2000, Ali 2023). En la siguiente década, la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio propició un enfoque basado en los valores utilitarios de la biodiversidad para el ser humano (Servicios Ecosistémicos, MEA 2005), que se complejizó y afianzó posteriormente con el marco de Contribuciones de

la Naturaleza a las Personas (CNP, Díaz et al. 2015). Estos cambios en marcos conceptuales coinciden con un proceso de intensificación agrícola en la ecorregión pampeana a partir de la década de 1990. Por estos motivos, es posible que en los últimos años (específicamente en el período 1980-2020) la agenda de los estudios ornitológicos en la ecorregión pampeana haya variado acompañando estos cambios.

Como consecuencia de las variaciones en las agendas de investigación es previsible que existan sesgos en el esfuerzo puesto sobre los distintos taxones, en los objetivos particulares (i.e., qué nuevo conocimiento se proponen aportar) y en los fines de los estudios (i.e., a qué desean aportar esos nuevos conocimientos). Estos sesgos deben ser identificados para evaluar críticamente sus consecuencias, si se adecuan a las necesidades locales o siguen agendas influenciadas por socios extranjeros (Soares et al. 2023), así como proponer formas de llenar los vacíos de información. En este sentido, el objetivo de mi trabajo fue relevar el esfuerzo de investigación que se ha puesto en las especies de aves con distribución en la ecorregión pampeana en los últimos cuarenta años a través de indicadores bibliométricos complementado con una encuesta a investigadores en actividad. Las preguntas de investigación que guiaron mi trabajo fueron: ¿Qué especies se estudiaron más? ¿Cuáles fueron los objetivos de los trabajos? ¿Cuáles eran los fines? ¿Variaron estos objetivos y fines en los últimos cuarenta años? ¿Qué vacíos de información y de enfoques existieron en este período?

MÉTODOS

Ecorregión pampeana

La ecorregión pampeana es el ecosistema de praderas más importante de Argentina, con extensión de unos 400 000 km² (Morello et al. 2012). Debido a sus suelos fértiles y clima húmedo templado, esta región fue destinada a la agricultura y ganadería por más de un siglo y medio. Hasta la década de 1960 el sistema agrícola se caracterizó por un sistema mixto agrícola-ganadero de bajos insumos (Viglizzo & Jobbágy 2011). Desde los 1970, se expandió la agricultura a expensas de tierras de pastura y un uso intensivo de insumos agrícolas (maquinaria y agroquímicos), a raíz de lo cual aumentaron los rindes, pero al mismo tiempo se homogeneizó el paisaje (Reboratti 2006). Este proceso de "agriculturización" se continuó durante la década de 1980 y se aceleró especialmente a partir de la de 1990 con la adopción de la siembra directa y variedades transgénicas de cultivos, en especial de soja (Manuel-

Navarrete et al. 2009). Durante el período 1985-2020 la superficie agrícola en la ecorregión pampeana se incrementó en aproximadamente 6.5 millones de hectáreas (MAPBIOMAS 2024). La producción ganadera se intensificó en *feedlots* o fue desplazada a regiones marginales (Ghersa & León 2001).

La avifauna de la región pampeana estaba originalmente asociada a la vegetación de pastizal y no se reconocen muchas especies exclusivas (Cabrera et al. 1947). La introducción del árbol como nuevo elemento fisonómico permitió la expansión del área de distribución de especies de ecorregiones vecinas como el Aguilucho Langostero (*Buteo swainsoni*), las palomas, el Pirincho (*Guira guira*), Pájaros Carpinteros (*Colaptes* spp.) y el Benteveo (*Pitangus sulphuratus*), entre muchas otras especies (Davis 1940, Comparatore et al. 1996, Sarasola & Negro 2006, Codesido et al. 2011). Las especies asociadas al pastizal nativo, por el contrario, fueron afectadas negativamente por pérdida de hábitat. Entre ellas se encuentran el Tachurí Canela (*Polysticus pectoralis*), el Espartillero Pampeano (*Asthenes hudsoni*), las cachirlas (*Anthus* spp.), la Loica Pampeana (*Leistes defilippii*) y varias especies del género *Sporophila* (Filloy & Bellocq 2006, 2007, Azpiroz et al. 2012). Además de la pérdida de hábitat, otras actividades humanas, como la aplicación de plaguicidas de base fosforada o clorada, afectaron negativamente las poblaciones de aves (Goldstein et al. 1999b). La introducción del ganado vacuno y equino, si bien en menor medida que la agricultura, también afectó la diversidad de aves de la región. Las modificaciones en la estructura de la vegetación por efecto del pastoreo aumentaron la tasa de depredación de nidos de algunas especies de aves, así como también favorecieron a otras que prefieren ambientes con pastos cortos, como el Tero Común (*Vanellus chilensis*) (Zalba & Cozzani 2004).

Actualmente, la avifauna registrada para la región, incluyendo las aves colonizadoras y exóticas introducidas, comprende alrededor de 300 especies (Narosky & Di Giacomo 1993, Azpiroz et al. 2012). Algunas de ellas tienen importancia económica con relación a la agricultura al actuar como plagas de cultivos (por ej. cotorras, palomas) o como controladoras de plagas (por ej. Aguilucho Langostero *Buteo swainsoni*, búhos y lechuzas) (Codesido et al. 2015, Dardanelli et al. 2016, Gorosábel et al. 2020).

Selección de especies

Debido a que la avifauna de la ecorregión pampeana es una combinación de especies asociadas

a los ambientes nativos (pastizales, lagunas, bosques de Tala, serranías) con otras que ingresaron por las modificaciones antrópicas, la definición de una lista de especies es problemática. Mientras que algunos autores estiman el total de especies registradas en menos de 400 (Narosky & Di Giacomo 1993, Azpiroz et al. 2012), el sitio eBird contabiliza casi 500 (<https://ebird.org/region/AR-B/bird-list>), número que incluye muchos registros ocasionales o especies escapadas de mascotismo. El presente trabajo se enmarca en otro mayor que aborda la valoración de aves para observación en espacios rurales de la provincia de Buenos Aires. Por este motivo, las especies seleccionadas para el estudio bibliométrico fueron las que consideré más características y representativas de la ecorregión pampeana, es decir, aquellas comunes o con alta probabilidad de avistar, excluyendo pelágicas, especies con distribución al límite y registros ocasionales, aunque incluyendo algunas exóticas naturalizadas desde hace mucho tiempo (e.g., Hornero *Furnarius rufus* o Cotorra común *Myiopsitta monachus*).

Con este criterio en mente, para obtener un listado sistemático de las especies de la ecorregión pampeana de la provincia de Buenos Aires, recurrí al sitio EcoRegistros (https://www.ecoregistros.org/site/region.php?id=5yidusuario=ydownload=yidgrupooclose=1ynombre_comun=ycientifico=yingles=yfamilia=yorden=). La lista incluía a la fecha de consulta (noviembre 2020) un total de 292 especies. De estas eliminé las exóticas, las pelágicas, aquellas con distribución al límite en región pampeana, registros ocasionales y especies más características de las ecorregiones adyacentes (Espinal, Delta e Islas del Paraná, Monte de Llanuras y Mesetas). La lista final contiene 183 especies.

Búsqueda bibliográfica para análisis bibliométrico

En este trabajo adopté un enfoque bibliométrico en el que se consideró la cantidad de artículos publicados como indicador del esfuerzo de investigación. Este enfoque ha sido utilizado en otros estudios similares que analizaron las investigaciones a nivel de especies como la Lechucita de las Vizcacheras (*Athene cucularia*) (Lincer et al. 2018), nacional (McKenzie & Robertson 2015, Esquivel et al. 2023), regional (Freile et al. 2014) y global (Ducatez & Lefebvre 2014). La larga tradición de estudios ornitológicos de Argentina (Di Giacomo & Di Giacomo 2008), que ubica al país en el segundo puesto en cantidad de artículos en el período 1996-2011 (Freile et al. 2014), sugiere que este enfoque es adecuado para el área de estudio.

Hice una búsqueda en la base de datos Scopus el día 19/11/2020. El término de búsqueda general fue *Pampa* AND (bird OR avian)*. Adicionalmente, busqué por nombre científico de cada especie (en el caso de que hubiera cambiado en los últimos años también hice la búsqueda por los nombres antiguos). La revista de ornitología Hornero no contiene todos sus volúmenes listados en Scopus, por lo que busqué manualmente en el repositorio de la Asociación Aves Argentinas. Dado que mucho del conocimiento sobre la biología de las aves se recopila por naturalistas aficionados (Haene 2005, Soares et al. 2023), busqué las Observaciones de Campo en la revista Nuestras Aves. Esta publicación contiene observaciones sobre comportamiento y registros que constituyen una fuente de información de gran valor pero que no es usualmente considerada para revisiones bibliográficas. En cambio, no se incluyeron tesis ni publicaciones en congresos, ya que asumí que la mayoría de estos trabajos luego son publicados como artículos. Además, los resúmenes no contienen la información suficiente para mi análisis y muy pocas actas están disponibles en la web.

Luego de sacar los duplicados, la búsqueda de Scopus dio un total de 8122 artículos. Dado que mi interés era relevar principalmente estudios relacionados a las problemáticas actuales de conservación en el área de estudio, conservé los artículos que se enfocan en biología general, comportamiento, ecología, ecotoxicología, registros geográficos, morfología (aberraciones cromáticas), conservación, manejo y aspectos sociales y culturales. Eliminé aquellos relacionados con arqueología, paleontología, medicina, filogenia, fisiología y parasitología. Estos artículos no se relacionan con la avifauna actual y sus problemáticas (arqueología, paleontología, filogenia) o usan a las especies como modelos con fines distintos a los de mi interés (por ej., modelos para medicina o fisiología). Los artículos previos a 1980 fueron descartados por dos motivos: 1) la cantidad fue muy baja en la búsqueda (<300) y se presume que los repositorios digitales son incompletos en esos años, 2) El periodo 1980-2020 genera interés por los cambios producidos en la cobertura/uso del suelo del área de estudio y en los marcos conceptuales y la agenda científica internacional y local. De esta manera, la lista final de artículos fue de 5910.

Categorización de artículos

En cada artículo identifiqué la o las especies, grupo taxonómico o funcional en las que se enfoca (por ej.,

rapaces, granívoras, especies de pastizal o todas, en caso de estudiar riqueza total) y el área de estudio: ecorregión pampeana en Argentina, Bioma Pampa fuera de Argentina (Campos del Sur y Campos del Norte), ecorregiones extrapampeanas y estudios de laboratorio o modelización. Utilicé los artículos fuera de la ecorregión pampeana argentina y de laboratorio/modelización solo para cuantificar los estudios enfocados en cada especie/grupo. Sobre los artículos realizados en ecorregión pampeana argentina (n=394, Apéndice A) hice un análisis de contenido.

Análisis de contenido

Esta técnica permite convertir información cualitativa de los textos en información cuantitativa. En cada artículo codifiqué los objetivos particulares y los fines de la investigación y los agrupé en forma jerárquica (Tablas 1 y 2). El nivel mayor distingue entre trabajos básicos (los que se orientan a aumentar el conocimiento sobre la biología de las especies) y aplicados (aquellos cuyo conocimiento está más cerca de la toma de decisiones; por ej., políticas de conservación, prácticas para el manejo de la especie o el ambiente). Los siguientes niveles los construí en forma inductiva a partir de la lectura de los artículos. En los casos en que los fines de la investigación no fueran explicitados por los autores de los artículos, hice una interpretación para asignarlo a alguno de los códigos, indicando que son fines implícitos. Cada artículo puede tener más de un objetivo y fin de investigación. Por este motivo, la suma de artículos de cada categoría no coincide con el total.

Encuesta a investigadores/as de la ecorregión pampeana

El análisis bibliométrico fue complementado con una encuesta a investigadores en actividad para tener una perspectiva actualizada de la ornitología en la ecorregión pampeana. Este enfoque permite completar la información que no se revela en los artículos publicados, como las motivaciones personales para el estudio de ciertas especies. Además, dado que realicé la búsqueda bibliográfica en 2020, los artículos reflejan estudios planificados y realizados probablemente dos o tres años antes. Como consecuencia, los grupos de investigación pueden haber incorporado nuevas líneas de investigación, cambiado los marcos conceptuales y metodológicos o las especies enfocadas en los años transcurridos hasta la publicación del presente estudio.

Contacté por correo electrónico a 50 investigadores y les solicité que indicaran las especies o grupos en

Tabla 1. Ejemplos de objetivos (i.e., qué nuevo conocimiento sobre un tópico se propone generar el estudio) de los artículos sobre aves con distribución en la ecorregión pampeana realizados en la ecorregión Pampa argentina en el período 1980-2020.
 * = Incluye aberraciones cromáticas y malformaciones (por ej., leucismo)

Objetivo		Textual	Referencia
Nivel 1	Nivel 2	Nivel 3	Nivel 4
		Canto	Rojas Ripari et al. (2019)
		Ecología reproductiva	Fernández & Reboreda (2003)
Comportamiento		Ecología trófica	Nores & Gutiérrez (1986)
		Migración	Soave et al. (2008)
		Cleptoparasitismo	Pedrana et al. (2020)
		Competencia	Llambias et al. (2001)
Relaciones interespecíficas		Depredación	Rizzo (2010)
		Herbivoría	Mesetta et al. (2015)
		Parasitismo de cría	Bortolus et al. (1998)
Selección/uso de hábitat		Parasitismo de cría	Mermoz et al. (1999)
Distribución y registros		Herbivoría	Dardanelli et al. (2016)
Morfología*		Herbivoría	Belenguier & Zalba (1997)
Patrones de poblaciones y comunidades		Herbivoría	Massoni et al. (2005)
		Herbivoría	Josens et al. (2012)

BÁSICOS

Objetivo		Textual	Referencia
Nivel 1	Nivel 2	Nivel 3	Nivel 4
	Relación con el uso del suelo y variables ambientales	Cobertura	Leveau & Leveau (2004)
		Estructura	Cerezo et al. (2011)
		Manejo	Cardoni et al. (2015)
		VARIABLES ambientales	Weyland et al. (2019a)
	Monitoreo/estado de conservación		Suárez et al. (2014)
	Manejo y control		Canavelli et al. (2013)
		Contribuciones positivas	Gorosábel et al. (2020)
		Contribuciones negativas	Petracci (2011)
	Ecotoxicología		Goldstein et al. (1999a)
	Métodos		Crego y Macri (2009)
	Otros		Seco Pon et al. (2018)
Aplicados		El objetivo de este trabajo fue registrar la riqueza y la abundancia de especies de aves en cultivos y pasturas y el uso de sus diferentes bordes durante el período post-reproductivo, en dos agroecosistemas de la provincia de Buenos Aires, en la región pampeana. We investigated how species richness and abundance of bird assemblages were influenced by landscape structure and composition in the Rolling Pampa of Argentina. The aim of our study was to assess the effects of different intensities of cattle production on the physiognomy of the vegetation and the avian assemblages in a S. densiflora saltmarsh in south-eastern South America. This allowed us to explore the short-term effects of droughts on bird species richness and abundance and explore the usefulness of ESPI in different environmental conditions and spatial scales. En este trabajo se presenta información obtenida en 2006–2013 sobre la ubicación de las colonias de ocho especies de gaviotas y gaviotines, complementada con estimaciones del tamaño de las poblaciones reproductivas durante la última de estas temporadas de cría. The overall goal of our study was to understand farmers' preferences for management strategies to decrease monk parakeet damage to crops to manage conflict between monk parakeets and crop production in Argentina. The aim of this study was to identify which species are key "ecosystem services providers" of the Pampas region and highlight their potential ES provided by them. El objetivo de este estudio es evaluar la resistencia mecánica del suelo a la compresión debida al efecto del pisoteo de los cauques y verificar la existencia de compactación como efecto derivado de la actividad de alimentación de los mismos en un cultivo de trigo sembrado mediante labranza convencional. This study describes large-scale mortality incidents in agricultural regions of the Argentine pampas from January to March, 1996. En este trabajo proponemos una técnica para estimar la densidad y evaluar cuantitativamente las tendencias poblacionales del Inambú Común en ambientes de pastizal. Here we report three instances of raptor entanglements or injured birds of the Chimango Caracara (Milvago chimango) in southeastern Buenos Aires involving fishing and angling sites.	

Tabla 2. Ejemplos de fines (i.e., a qué desean aportar con el nuevo conocimiento generado en el estudio) de los artículos sobre aves con distribución en la ecorregión pampeana realizados en la ecorregión Pampa argentina en el periodo 1980-2020.

*: incluye dar a conocer casos de aberraciones morfológicas

** : incluye tanto el manejo de la especie de ave como del ambiente que habita

Nivel 1	Finalidad		Textual	Referencia	
	Nivel 2	Nivel 3			
Básicos	Autoecología		El presente trabajo expone los resultados de un estudio in vivo sobre la dieta de pichones de <i>Myiopsitta monachus monachus</i> con el fin de aportar información cuali- y cuantitativa sobre su alimentación.	Aramburú & Corbalán (2000)	
			This study contributed novel insights into the correlates of mating decisions in WRS and added to the growing body of evidence that nest-site selection in migratory passerines might be mediated by the use of information on past own reproductive experience.	Miño & Massoni (2017)	
	Distribución y registros		Estos registros amplían cerca de 150 km hacia el SO el rango conocido de nidificación de la Golondrina Tijerita.	Morici (2009)	
	Morfología y taxonomía*		Este es el primer registro de albinismo en el Pecho Amarillo Común.	Pretelli (2012)	
Aplicados	Conservación		Suponiendo que las colonias mencionadas en Yorio et al. (1997) se hayan mantenido constantes, la ría de Bahía Blanca constituiría el sitio de mayor importancia para la conservación de la especie, concentrando más del 60% de la población reproductiva. Es deseable que se tomen medidas de protección efectivas en el área de reserva y fuera de ella.	Delhey et al. (2001)	
	Manejo**		Se espera que los resultados aporten información básica para el manejo racional de este agroecosistema.	Comparatore et al. (1996)	
	Respuesta a uso del suelo y disturbios		Many native species may be tolerant to or even benefit from changing and new environments, and knowledge of how they respond to both natural and human created environmental gradients at different geographical scales may help efforts to anticipate the impact of human activities on native birds in a changing world.	Bellocq et al. (2011)	
	Monitoreo		Finally, we recommend management actions and nest monitoring protocols for areas where sheldgeese reproduce.	Cossa et al. (2018)	
	Planificación del uso de la tierra		De los resultados surgen patrones que deberían ser considerados al momento de la planificación territorial en un marco que optimice la conservación de la biodiversidad en el área de estudio como también para la ecorregión Pampeana en general.	Isacch et al. (2016)	
	Contribuciones de la naturaleza	Contribuciones positivas		La importancia del Pirincho como activo destructor de insectos plaga se demuestra por el consumo de especies de interés agrícola y sanitario.	Soave et al. (2008)
		Contribuciones negativas		Sin casos	
	Políticas públicas			Este estudio aporta información sobre la abundancia y composición específica de un ensamble de aves marinas y playeras que puede resultar crítica a la hora de la planificación de políticas de protección de la zona costera de la provincia.	García & Gómez Laich (2007)
	Cambio global			In turn, this will better equip us to test whether and how the seasonal annual cycles of birds in different migratory systems will be affected under future global climate change scenarios.	MacPherson et al. (2018)
	Otros	Métodos		these results show the usefulness of stable isotope analysis as a tool to recognize breeding- and winter-causal effects on conservation of long-distance migratory birds.	Sarasola et al. (2008)

los que se enfocan sus estudios, la motivación inicial para estudiarlas, los fines de sus investigaciones y la institución y grupo de investigación al que pertenecen.

ría seguir la misma proporción que la de especies. Para los análisis estadísticos hice test de Chi cuadrado con corrección por continuidad cuando fuera necesario.

Análisis

Los patrones de publicación fueron analizados mediante estadística descriptiva. Para estudiar los sesgos en los estudios categoricé las especies según su estatus de conservación, sus hábitos migratorios y su distribución basándome en la bibliografía específica. Si el esfuerzo de investigación no tiene sesgos según los atributos de las especies, la cantidad de artículos debe-

RESULTADOS

Esfuerzo de investigación según la especie

A nivel global, en el período estudiado la Golondrina Tijerita (*Hirundo rustica*, n = 689) fue la especie con distribución en la ecorregión pampeana a la que se dedicaron la mayor cantidad de artículos, seguida

Tabla 3. Especies con distribución en la ecorregión pampeana más estudiadas y sus atributos ecológicos. Se muestran las 30 primeras especies, ver la lista completa en Apéndice A. Hábito migratorio según Narosky & Yzurieta (2003) Migrador A: nidifican en el hemisferio norte y se las encuentra en Argentina en primavera y verano, Migrador B: aves que nidifican en Argentina y migran hacia el norte en otoño. Status de conservación a nivel nacional según MAyDS y AA (2017), NA: no amenazada, VU: vulnerable.

Nombre común	Nombre científico	Artículos totales	Art. extra pampeanos	Art. en Pampa argentina	Status conservación	Distribución	Migración
Golondrina Tijerita	<i>Hirundo rustica</i>	689	680	9	NA	Cosmopolita	Migrador B
Lechuza de Campanario	<i>Tyto alba</i>	630	614	16	NA	Cosmopolita	Residente
Halcón Peregrino	<i>Falco peregrinus</i>	601	600	1	NA	Cosmopolita	Migrador A
Halconcito Colorado	<i>Falco sparverius</i>	353	350	3	NA	Continental	Residente
Gaviota Cocinera	<i>Larus dominicanus</i>	259	247	12	NA	Cosmopolita	Residente
Lechucita Vizcachera	<i>Athene cunicularia</i>	252	236	16	NA	Continental	Residente
Ratona Común	<i>Troglodytes aedon</i>	245	230	15	NA	Cosmopolita	Residente
Garza Bruja	<i>Nycticorax nycticorax</i>	208	208	0	NA	Cosmopolita	Residente
Garcita Bueyera	<i>Bubulcus ibis</i>	200	198	2	NA	Cosmopolita	Residente
Ñacurutú	<i>Bubo virginianus</i>	158	156	2	NA	Continental	Residente
Garza Blanca	<i>Ardea alba</i>	122	121	1	NA	Cosmopolita	Residente
Lechuzón Campestre	<i>Asio flammeus</i>	117	115	2	VU	Cosmopolita	Residente
Ñandú	<i>Rhea americana</i>	102	76	26	VU	Neotropical	Residente
Chingolo	<i>Zonotrichia capensis</i>	95	77	18	NA	Neotropical	Residente
Aguilucho Langostero	<i>Buteo swainsoni</i>	86	76	10	NA	Continental	Migrador A
Cotorra	<i>Myiopsitta monachus</i>	86	67	19	NA	Argentina	Residente
Tordo Renegrido	<i>Molothrus bonariensis</i>	85	57	28	NA	Continental	Residente
Tero Real	<i>Himantopus himantopus</i>	83	83	0	NA	Continental	Residente
Caracolero	<i>Rostrhamus sociabilis</i>	78	72	6	NA	Continental	Residente
Golondrina Rabadilla Canela	<i>Petrochelidon pyrrhonota</i>	73	71	2	NA	Continental	Migrador A
Garcita Blanca	<i>Egretta thula</i>	64	63	1	NA	Continental	Residente
Ratona Aperdizada	<i>Cistothorus platensis</i>	57	52	5	NA	Continental	Residente
Chimango	<i>Phalcoenus chimango</i>	56	41	15	NA	Neotropical	Residente
Chorlito Palmado	<i>Charadrius semipalmatus</i>	53	53	0	NA	Continental	Migrador A
Carancho	<i>Caracara plancus</i>	46	39	7	NA	Continental	Residente
Biguá	<i>Nannopterum brasilianus</i>	41	39	2	NA	Continental	Residente
Halcón Plomizo	<i>Falco femoralis</i>	40	36	4	NA	Continental	Residente
Volatinero	<i>Volatinia jacarina</i>	40	40	0	NA	Continental	Residente
Playerito Pectoral	<i>Calidris melanotos</i>	39	39	0	NA	Cosmopolita	Residente

por la Lechuza de Campanario (*Tyto alba*, n = 630) y el Halcón Peregrino (*Falco peregrinus*, n = 601) (Tabla 3, Apéndice B). Entre las otras especies con mayor

cantidad de artículos dedicados, un 30% son rapaces y un 80% son especies con distribución geográfica amplia o cosmopolitas. Los estudios realizados en la

región pampeana argentina se enfocaron con mayor frecuencia en el total de las especies, es decir, estudios sobre biodiversidad (n=36). El Tordo Renegrado (*Molothrus bonaeriensis*) fue la especie con mayor cantidad de estudios (n = 27), seguido por el Ñandú (*Rhea americana*, n = 26) y la Cotorra (*Myiopsitta monachus*, n = 19). Las 20 especies con mayor cantidad de estudios concentran el 58% del total (Tabla 3). En cambio, una gran cantidad de especies con distribución en la ecorregión pampeana (n = 77, 42%) no fue el foco de los artículos realizados en la región al no contabilizarse ningún estudio particular en el período 1980-2020, con excepción de aquéllos que abordan el conjunto de las especies o en ambientes (por ej., humedales). Sin embargo, esas especies fueron estudiadas en otras regiones, y solo nueve no tiene ningún estudio.

Esfuerzo de investigación según características de las especies

Estatus de conservación: la mayoría de las especies con distribución en la ecorregión pampeana no están global o regionalmente amenazadas. En el total de los estudios se encontró un leve sesgo hacia las especies no amenazadas (Chi cuadrado = 119.61, P < 0.01) (Tabla 4). En cambio, entre los estudios realizados en la ecorregión pampeana hubo mayor proporción que la esperada en especies vulnerables, amenazadas y en peligro crítico (Chi cuadrado=55.4, P < 0.01, Tabla 4).

Migración: la mayor parte de las especies con distribución en la ecorregión pampeana son residentes. Sin embargo, los estudios a nivel global se concentraron con mayor frecuencia que la esperada en especies migratorias, con excepción de aquellas que nidifican en Patagonia y arriban al centro de Argentina durante el otoño (migradores C, según Narosky & Yzurieta, 2003) (Chi cuadrado = 1908.1, P < 0.01) (Tabla 4). Los estudios realizados en la ecorregión pampeana no presentaron sesgos estadísticamente significativos respecto del comportamiento migratorio de las especies (Chi cuadrado=3.92, P = 0.27).

Distribución: la mayor parte de las especies con distribución en la ecorregión pampeana se distribuyen en toda la región neotropical de Sudamérica y el continente americano. En los estudios a nivel global hubo un fuerte sesgo hacia las especies cosmopolitas y de distribución en todo el continente americano (Chi cuadrado = 16 568, P < 0.01) (Tabla 4). Entre los estudios de la ecorregión pampeana, también hubo mayor proporción a la esperada que se enfoca en especies cosmopolitas, pero de forma menos marcada que a nivel global (Chi cuadrado = 24.75, P < 0.01).

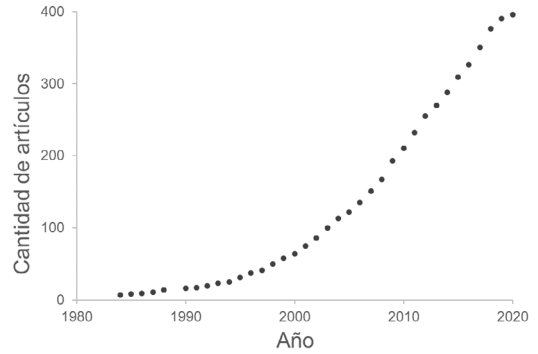


Figura 1. Número acumulado de artículos sobre especies de aves pampeanas cuya área de estudio es la ecorregión pampeana en Argentina en el período 1980-2020.

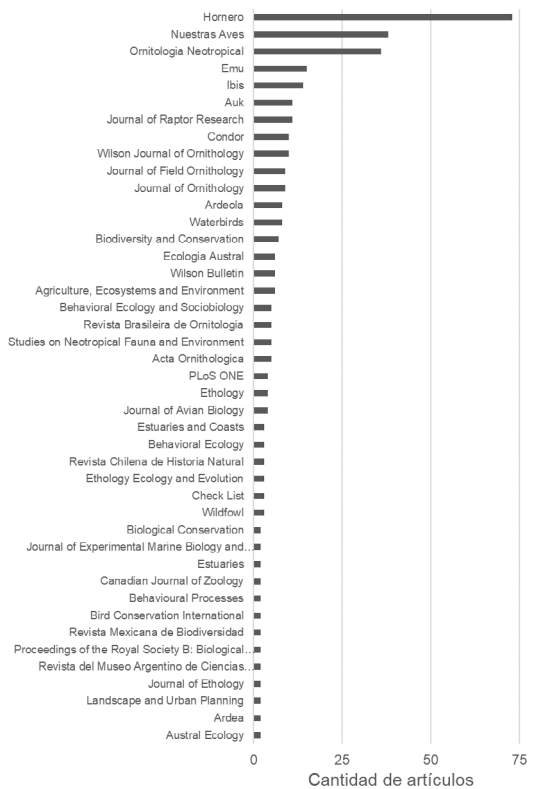


Figura 2. Número de artículos sobre especies de aves con distribución en la ecorregión pampeana publicados entre 1980 y 2020 por revista. Solo se muestran las revistas con dos o más artículos.

Estudios en ecorregión pampeana

Artículos, revistas y autores: En el período estudiado, la cantidad de artículos creció de forma no lineal (Fig. 1). Los estudios realizados en la ecorregión pampeana fueron publicados en un total de 87 revistas. Aquellas con mayor cantidad de publicaciones fueron El Hornero (n = 73) y Nuestras Aves (n = 38) (Fig. 2). El resto de las revistas, con excepción de Ecología Austral, son internacionales.

Tabla 4. Cantidad de especies y artículos según atributos biológicos para el total y los realizados en región pampeana argentina. Pampa: bioma pampeano, Argentina: Argentina y Cono Sur de Sudamérica, Neotropical: Sudamérica, Continental: continente americano, Cosmopolita: más de un continente. Hábito migratorio según Narosky & Yzurieta (2003) Migrador A: nidifican en el hemisferio norte y se las encuentra en Argentina en primavera y verano, Migrador B: aves que nidifican en Argentina y migran hacia el norte en otoño, Migrador C: aves que nidifican en Patagonia y aparecen en el centro del país o más al norte en otoño e invierno. Status de conservación a nivel nacional según MayDS & AA (2017). Se resalta en negrita la categoría con mayor cantidad de artículos.

Atributo		Número de especies	%	Artículos totales	%	Artículos región Pampa	%
Status de conservación	No Amenazada	168	91.8	5915	93.8	406	84.2
	Vulnerable	8	4.4	310	4.9	49	10.2
	Amenazada	4	2.2	61	1.0	18	3.7
	En peligro	2	1.1	5	0.1	2	0.4
	En peligro crítico	1	0.5	14	0.2	7	1.5
Migración	Residente	148	81.3	4548	71.7	406	84.2
	Migrador A	8	4.4	910	14.4	19	3.9
	Migrador B	15	8.2	798	12.6	33	6.8
	Migrador C	12	6.6	84	1.3	24	5.0
Distribución	Pampa	11	6.0	44	0.7	27	5.6
	Argentina	34	18.6	314	5.0	85	17.6
	Neotropical	71	38.8	728	11.5	164	34.0
	Continental	52	28.4	2050	32.3	139	28.8
	Cosmopolita	15	8.2	3204	50.5	67	13.9

La cantidad de autores de los trabajos fue 532, con una distribución muy sesgada (Fig. 3). Solo 56 autores (10.5%) cuentan con cinco o más trabajos publicados durante el período considerado, mientras que 347 fueron autores o coautores de uno solo.

Enfoques de los estudios: Objetivos

Patrón general: La mayor parte de los objetivos de los trabajos realizados en ecorregión pampeana argentina tuvo un enfoque de ciencia básica (68.5%) (Fig. 4A). Entre estos, la mayoría estudiaron el comportamiento de las especies, sobre todo la ecología reproductiva y trófica y el parasitismo de cría (Figs. 4B y 4C). Entre los objetivos aplicados, la relación con el uso del suelo fue lo que concentró más atención (Fig. 4D). En cambio, las contribuciones de las aves al bienestar humano (tanto positivas como negativas), fueron abordadas por muy pocos estudios, así como la ecotoxicología y el manejo y control de especies perjudiciales. No se hallaron estudios que declararan objetivos vinculados al valor social y cultural de las especies.

Tendencia temporal: Se observó una tendencia a la disminución de los objetivos de ciencia básica y el consecuente aumento de los objetivos aplicados durante el período estudiado (Fig. 5). A partir de 2007, la proporción oscila en torno al 50% de estudios básicos y aplicados.

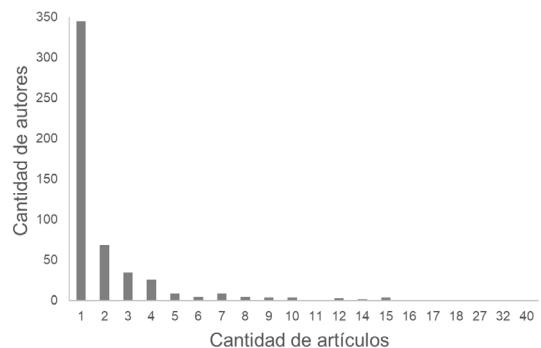


Figura 3. Cantidad de autores según el número de artículos publicados entre 1980 y 2020 sobre especies con distribución en la ecorregión pampeana.

Enfoques de los estudios: Fines

Patrón general: La proporción de fines de investigación básicos (es decir, que buscan aumentar el conocimiento sobre las especies) y aplicados (conocimiento que se puede traducir en aplicaciones prácticas como manejo, conservación o políticas públicas) declarados en los artículos fue similar (49% vs 46.5%, respectivamente) (Fig. 6). Los estudios básicos tuvieron como objetivo en su mayor parte aportar al conocimiento de la autoecología de las especies, mientras que los aplicados buscaron principalmente contribuir a planes de conservación y manejo. Los fines fueron más comúnmente explicitados en los estudios aplicados que en los básicos (94% vs 72%, respectivamente).

Tendencia temporal: Al igual que en los objetivos, los fines de investigación de los artículos tuvieron una preponderancia de básicos al inicio del período estudiado, con un aumento de los fines aplicados a medida que avanza el tiempo (Fig. 7). En los últimos años, los fines aplicados rondaron el 65%. La proporción de los fines se revirtió antes que en los objetivos, aproximadamente a partir del año 2000.

Encuesta a ornitólogos y ornitólogas en actividad

Veinticuatro personas respondieron la encuesta. Los encuestados se distribuyeron en 14 grupos de investigación de Universidades Nacionales, institutos de CONICET e INTA (Apéndice B). Lo taxones enfocados son variados sin prevalencia de alguno en particular. Incluyen las aves de pastizal, algunas de ellas amenazadas (por ej., cauquenes, Loica Pampeana, Loro Barranquero *Cyanoliseus patagonus*), y otras especies comunes o relacionadas a la agricultura (por ej., Cotorra Común *Myiopsitta monachus*, ictéridos). No se mencionaron especies que no hayan tenido al menos un artículo publicado en el período evaluado. Las motivaciones más comúnmente mencionadas para su estudio fueron el estatus de amenaza a la conservación y los conflictos por el uso del suelo (agricultura y parques eólicos). En menor medida fue el uso de las especies como modelos comportamentales. La finalidad principal de los estudios, según lo expresado por los investigadores, es contribuir al conocimiento de la biología y ecología de las especies (éxito reproductivo, distribución, relaciones interespecíficas, comportamiento). En la mayoría de los casos, estos

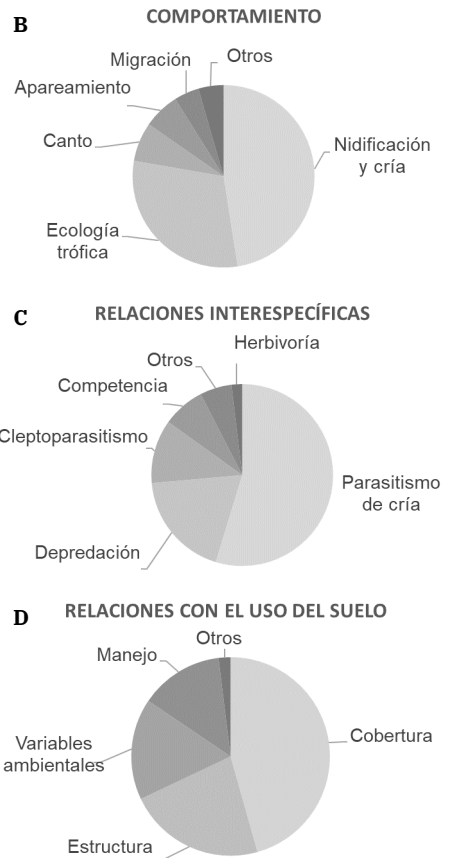
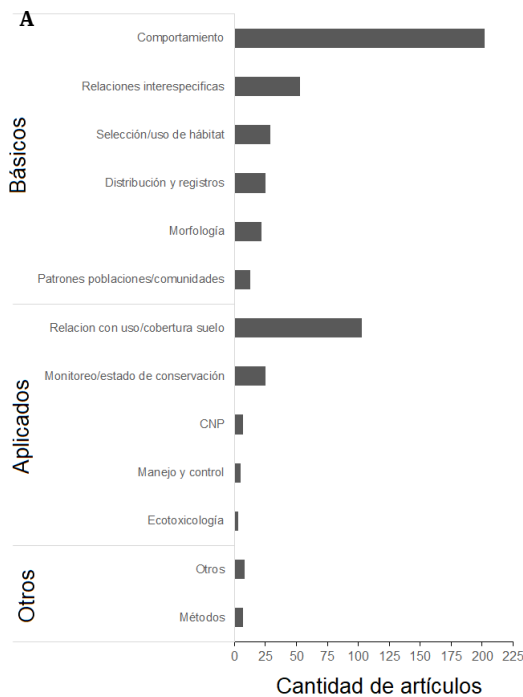


Figura 4. Objetivos de los artículos sobre aves con distribución en la ecorregión pampeana realizados en ecorregión pampeana argentina entre 1980-2020. A: total. B: detalle de subcategorías de objetivos en estudios sobre comportamiento. C: detalle de subcategorías de objetivos en estudios sobre relaciones interespecíficas. D: detalle de subcategorías de objetivos en estudios sobre relaciones con el uso del suelo.

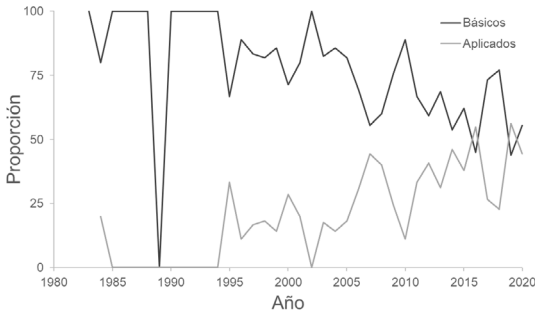


Figura 5. Tendencia temporal en objetivos básicos y aplicados de los artículos sobre aves con distribución en la ecorregión pampeana realizada en ecorregión pampeana argentina entre 1980-2020. Los valores representan el porcentaje respecto de los artículos totales publicados en el año correspondiente (no se muestran los objetivos de la categoría “otros”).

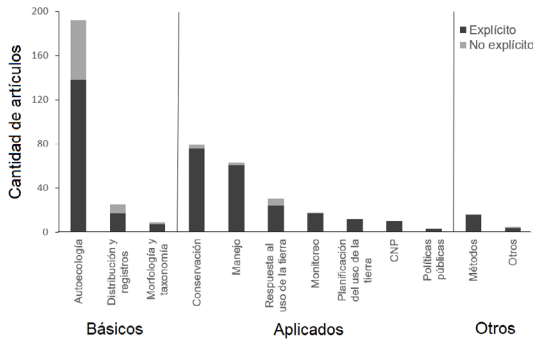


Figura 6. Fines de los artículos sobre aves con distribución en la ecorregión pampeana realizada en ecorregión pampeana argentina entre 1980-2020. Se distingue aquellos cuyos fines están explicitados por los autores de aquéllos en los que los fines fueron asignados por interpretación del texto del artículo.

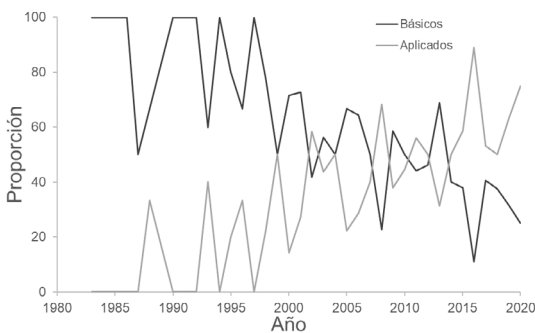


Figura 7. Tendencia temporal en fines básicos y aplicados de los artículos sobre aves con distribución en la ecorregión pampeana realizada en ecorregión pampeana argentina entre 1980-2020. Los valores representan el porcentaje respecto de los artículos totales publicados en el año correspondiente (no se muestran los objetivos de la categoría “otros”).

conocimientos tienen una vinculación directa con la conservación de las especies, el manejo de los hábitats y la minimización de los impactos ambientales de actividades antrópicas.

DISCUSIÓN

La ornitología en la ecorregión pampeana argentina tiene una larga tradición, que se muestra en el número creciente de publicaciones científicas en los últimos cuarenta años. Las investigaciones durante este período se han concentrado en algunas especies comunes y de distribución amplia, pero también en aquellas con problemas de conservación. Los estudios básicos han ido dejando lugar a estudios con fines aplicados, más relacionados a la toma de decisiones sobre uso del suelo, manejo y conservación. El patrón de publicaciones en ecorregión pampeana sugiere que los investigadores siguen una agenda propia, determinada por las tradiciones de los grupos de investigación y el uso de especies como modelos ecológicos y comportamentales, lo que también conlleva sesgos temáticos y taxonómicos. A continuación, desarrollo y discuto las implicancias de los patrones encontrados.

Sesgos taxonómicos

Las investigaciones ornitológicas de los últimos cuarenta años en ecorregión pampeana tuvieron fuertes sesgos taxonómicos, diferentes del patrón global. En principio, es razonable que haya sesgos debido a la gran biodiversidad de la región y el número siempre limitado de investigadores. A nivel global, hubo mayor foco en especies con distribución en la ecorregión pampeana no amenazadas, migratorias y de distribución amplia. Esto puede deberse a la facilidad para estudiar esas especies y a que su amplia distribución haga más probable la existencia de un mayor número de investigadores de distintas regiones y países. Este patrón fue encontrado en estudios de avifauna de otras regiones y a nivel global (Brito & Oprea 2009, Ducatez & Lefebvre 2014, McKenzie & Robertson 2015). En cambio, las investigaciones en ecorregión pampeana se enfocaron más de lo esperado en especies con problemas de conservación y de distribución regional. A primera vista, esto parecería alentador en relación con las problemáticas ambientales que atraviesa la ecorregión pampeana (alta densidad de núcleos urbanos, escasez de áreas protegidas) y la necesidad de aumentar el conocimiento sobre el impacto de las actividades antrópicas sobre la avifauna (Medan et al. 2011, Azpiroz et al. 2012). Sin embargo, el patrón está influenciado principalmente por los estudios sobre dos especies vulnerables (el Espartillero Enano *Spartonoica maluroides* y el Ñandú *Rhea americana*), en los que se abordaron su comportamiento y uso del hábitat. Las otras especies amenazadas tuvieron una cantidad mucho menor de artículos, lo que indica que aún hay un bajo esfuerzo en su estudio.

Los sesgos taxonómicos implican que una gran cantidad de especies no se hayan estudiado en los últimos cuarenta años en la región pampeana, aunque en una proporción menor en comparación a otros países (Esquivel et al. 2023). Entre ellas se encuentran también algunas con serios problemas de conservación, como la Monjita dominica (*Xolmis dominicanus*). Muchas de las especies acuáticas tampoco han recibido atención a nivel de especie, aunque pueden estar incluidas en estudios de humedales y de biodiversidad total de la región. Las especies acuáticas con distribución en la ecorregión pampeana, aunque en su mayoría no estén amenazadas, son relevantes por su contribución a procesos ecológicos en los humedales y como recurso turístico (Cardoni et al. 2008, Weyland et al. 2021), por lo que sería deseable un mayor foco en ellas.

Los sesgos taxonómicos tienen múltiples causas. Una de ellas es la tradición de grupos de investigación, que posiblemente se haga más notoria en comunidades reducidas de investigadores (McKenzie & Robertson 2015, Esquivel et al. 2023). En ecorregión pampeana la especie con mayor cantidad de artículos, el Tordo Renegrado (*Molothrus bonaeriensis*), es el foco de un solo grupo de investigación de la Universidad de Buenos Aires con larga trayectoria y alta tasa de publicación. El comportamiento reproductivo del Tordo Renegrado la hace interesante, así como en general al resto de las especies que presentan parasitismo de cría (Ducatez & Lefebvre 2014). Sin embargo, es llamativa la ausencia de estudios de otras especies con distribución en la ecorregión pampeana con el mismo comportamiento. Tal es el caso del Pato Cabeza Negra (*Heteronetta atricapilla*), una especie parásita de cría pero de comportamiento nidífugo, lo que la hace un interesante modelo para probar hipótesis evolutivas. En vistas de este patrón, se hace evidente la necesidad de ampliar la comunidad de ornitólogos de la región pero a la vez estimular la diversificación de los taxones estudiados.

Enfoques y tópicos

Los estudios ornitológicos realizados en la ecorregión pampeana argentina tuvieron un cambio consistente en sus enfoques durante el período evaluado. Los estudios básicos, principalmente concentrados en ecología trófica, reproductiva y relaciones interespecíficas, fueron dejando lugar a estudios aplicados, en especial de la relación de las especies con el uso del suelo. Esta tendencia es similar al patrón global de estudios ornitológicos (Bautista & Pantoja 2000, Freile et al. 2014). Parte de ella puede deberse a la aparición de plataformas online, como

Ebird y Ecoregistros, en las que últimamente se vuelcan con mayor frecuencia registros novedosos y listas de especies (Bautista & Pantoja 2000). Como consecuencia, en las últimas décadas han aumentado proporcionalmente los artículos científicos escritos por ornitólogos profesionalizados formados en ecología y ciencias ambientales. Asimismo, las problemáticas ambientales de la ecorregión pampeana probablemente hayan estimulado el cambio de enfoque en los estudios (Azpiroz et al. 2012, Nanni et al. 2020). La introducción de cultivos transgénicos y nuevos herbicidas durante la década de 1990 trajo aparejado un proceso de extensión e intensificación agrícola, con desplazamiento de los sistemas productivos mixtos y pastizales naturales (Ghersa & Leon 2001, Herrera et al. 2014). Las consecuencias ambientales se percibieron durante la década posterior, lo que impulsó el estudio de los impactos en biodiversidad y otros aspectos ambientales (Medan et al. 2011). La encuesta realizada a ornitólogos y ornitólogas en actividad muestra que sus principales motivaciones se relacionan al abordaje de estas problemáticas con preguntas de investigación complejas en base a la teoría ecológica.

Los cambios en enfoque de los fines de los artículos se dieron antes que en sus objetivos específicos. Es decir, los estudios tendieron a visualizar sus aplicaciones prácticas antes de formular preguntas de investigación específicas para las mismas. Este patrón en el que los discursos anteceden a las aplicaciones se ha observado para otros casos relacionados, como son las prácticas agropecuarias orientadas a la sustentabilidad de la llanura chaco-pampeana (Mastrangelo et al. 2023). Esto no es problemático en sí mismo, a menos que esa transición para llegar a una coherencia entre objetivos y fines no se termine de completar. En ese sentido, la tendencia observada de aumento de objetivos aplicados es alentadora, aunque se detectaron vacíos en temas de investigación que es importante señalar.

A pesar de que la ecorregión pampeana está sometida a la aplicación de una cantidad creciente de plaguicidas, lo que genera uno de los mayores conflictos socio-ambientales (Mac Loughlin et al. 2022, Lapegna et al. 2024), los estudios ecotoxicológicos fueron escasos y en su mayoría sobre insecticidas ahora prohibidos. Los estudios ecotoxicológicos más recientes se concentraron en otros organismos como la fauna edáfica (De Falco et al. 2022, Salvio 2022), los anfibios (Lajmanovich et al. 2022) y los ambientes acuáticos (Pizarro 2022). Es preocupante que no se hayan identificado, al menos a partir de esta

búsqueda bibliográfica, estudios de campo sobre aves. Asimismo, a pesar de que el marco de contribuciones de la naturaleza (o servicios ecosistémicos), lleva más de quince años de desarrollo en el país (Mastrangelo et al. 2015, Weyland et al. 2019b), son muy pocos los estudios que lo aplicaron explícitamente sobre aves de la región. Es necesario ampliar los estudios bajo este enfoque, lo que permitiría evaluar la función de las especies con distribución en la ecorregión pampeana en relación con aspectos ambientales, productivos y culturales. Por ejemplo, las investigaciones recientes sobre cauquenes (*Chloephaga* spp.), especies llevadas al borde de la extinción por ser consideradas perjudiciales para la agricultura, permitieron dilucidar su verdadero impacto sobre los cultivos de trigo y aportar información y argumentos relevantes para su conservación (Gorosábel et al. 2019).

Quizás el vacío temático más notorio sea el de los estudios etnozoográficos. La revista *El Hornero* publicó en 2017 un número especial sobre este tema (Medrano et al. 2017). Algunos de los artículos enfocaron en especies con distribución en la ecorregión pampeana, pero no fueron realizados en esta región (Badini et al. 2017, Mudrik 2017, Pizarro et al. 2017, Tobar et al. 2017, Castillo & Ladio 2017). Es posible que este tipo de estudios no fuera detectado con los términos de búsqueda que usé en Scopus. Sin embargo, una búsqueda específica en las revistas asociadas al campo etnozoográfico tampoco arrojó resultados. Es posible también que estos estudios se publiquen en otros formatos como libros o en un período distinto al que abarqué aquí. Sin embargo, la falta de inclusión de términos de búsqueda de aspectos culturales de las aves parece ser un patrón común en muchos trabajos bibliométricos (ver por ej., Bautista & Pantoja 2000, Freile et al. 2014). Esto indica, como mínimo, una limitada interdisciplinariedad en los estudios ornitológicos, lo que nos enfrenta a un conocimiento muy parcializado de la avifauna pampeana y deja sin responder muchas preguntas. ¿Cuál es el valor social de las aves con distribución en la ecorregión pampeana para las sociedades actuales? ¿Cómo afectan los impactos ambientales sobre las aves al acervo cultural de la región? ¿Cómo se pueden integrar los valores culturales a los esfuerzos de conservación?

Limitaciones del enfoque metodológico

El análisis bibliométrico es un enfoque útil y de fácil aplicación para resumir y evaluar la información sobre un tópico. Sin embargo, es necesario reconocer las limitaciones generales del enfoque y particulares

de este estudio. La principal limitación general es que el número de publicaciones sobre una especie no es equivalente al conocimiento que se tenga sobre ella, ni la trascendencia del mismo. En este sentido, algunos autores han evaluado el impacto del conocimiento generado por taxón a través de un índice H global de las publicaciones de cada uno (McKenzie & Robertson 2015). Aun así, el índice H tiene sus propias limitaciones y su uso no resuelve completamente el problema (Teixeira Da Silva & Dobránszki 2018).

La cantidad de artículos sería un mejor indicador de esfuerzo de investigación que de conocimiento, aunque también en este aspecto debe ser considerado con cautela. Los artículos muestran el resultado de un proceso complejo de generación de información y su cantidad depende de las estrategias de publicación de los autores (por ej., un artículo global vs. varios con resultados parciales) y de su productividad y trayectoria (Bornmann 2024). Para obtener una estimación comprehensiva del esfuerzo de investigación debería tomarse un conjunto de indicadores como número de investigadores y de proyectos por especie, monto de los proyectos, vinculaciones entre grupos de investigación, entre otros (Xie et al. 2020).

Dado que la lista de especies que usé en este trabajo no incluyó algunas exóticas de reciente colonización es posible que algunos tópicos de las investigaciones no estén correctamente representados. Por ejemplo, la inclusión del Estornino Pinto (*Sturnus vulgaris*) hubiera revelado tópicos como el de las invasiones biológicas en estudios aplicados (e.g., Ibañez et al. 2016, 2017). Por estos motivos, los resultados de este trabajo deben ser tomados con cautela como una tendencia general.

Conclusiones: vacíos de información y perspectivas futuras

El desarrollo de la ornitología en la ecorregión pampeana y en el Neotrópico en general requiere una revisión crítica de sus trayectorias, sesgos, influencias y finalidades para jerarquizar las publicaciones y construir una agenda propia (Vuilleumier 2000, Inzunza et al. 2023, Soares et al. 2023). En este sentido, a través del presente estudio bibliométrico se hacen evidentes algunos aspectos que podrían guiar la agenda de investigación en el futuro cercano:

- Resolver los fuertes sesgos taxonómicos: es necesario estudiar la biología y ecología de especies mayormente ignoradas, entre las que se encuentran algunas con problemas de conservación,

rasgos funcionales relevantes y distribución restringida.

- Profundizar en abordajes conceptuales que nos permitirían, además de conocer la biología de las especies, sus funciones en la ecorregión pampeana (actualmente en su mayor parte un paisaje rural), la forma en la que son afectadas por actividades antrópicas y sus valores sociales y culturales.
- La consecución de estos objetivos se podrá lograr en la medida en que la tradición de las líneas de investigación se encuentre con la innovación de nuevas generaciones de ornitólogos y que se asuma el desafío de trabajos interdisciplinarios.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a los investigadores e investigadoras que respondieron desinteresadamente la encuesta. Este trabajo fue en parte financiado por el proyecto disciplinario Evaluación, monitoreo y manejo de la biodiversidad en sistemas agropecuarios y forestales (038) del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA).

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- Ali A (2023) Biodiversity–ecosystem functioning research: Brief history, major trends and perspectives. *Biological Conservation* 285:110210. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2023.110210>
- Aramburú R, Corbalán V (2000) Dieta de pichones de Cotorra *Myiopsitta Monachus Monachus* (Aves: Psittacidae) en una población silvestre. *Ornitología Neotropical* 11:241–45. Azpiroz AB, Isacch JP, Dias RA, Di Giacomo AS, Suertegaray Fontana C, Morales Palarea C (2012) Ecology and conservation of grassland birds in Southeastern South America: A Review. *Journal of Field Ornithology* 83:217–246. <https://doi.org/10.1111/j.1557-9263.2012.00372.x>
- Badini J, Wajner M, Zamudio F (2017) Las aves en las narraciones de los pobladores del norte de Córdoba: formas alternativas de pensar los valores augurales de las aves. *El Hornero* 32:105–21
- Bautista LM, Pantoja JC (2000) A bibliometric review of the recent literature in ornithology. *Ardeola* 47: 109–21. Belenguer CJ, Zalba S (1997) Primera cita de nidificación del jote de cabeza negra (*Coragyps atratus*) para Buenos Aires. *El Hornero* 14:247–248
- Belloq MI, Filloy F, Zurita GA, Apellaniz MA (2011) Responses in the abundance of generalist birds to environmental gradients: The Rufous-Collared Sparrow (*Zonotrichia capensis*) in the Southern Neotropics. *Écoscience* 18: 354–62. <https://doi.org/10.2980/18-4-3431>
- Bó MS, Baladrón A, Biondi LYM (2007) Ecología trófica de falconiformes y strigiformes: tiempo de síntesis. *El Hornero* 22:97–115
- Bornmann L (2024) Skewed distributions of scientists' productivity: a research program for the empirical analysis. *Scientometrics* 129:2455–2468. <https://doi.org/10.1007/s11192-024-04962-z>
- Bortolus A, Iribarne OO, Martínez MM (1998) Relationship between waterfowl and the seagrass *Ruppia maritima* in a southwestern Atlantic coastal lagoon. *Estuaries* 21:710–717. <https://doi.org/10.2307/1353275>
- Brito D, Oprea M (2009) Mismatch of research effort and threat in avian conservation biology. *Tropical Conservation Science* 2:353–362. <https://doi.org/10.1177/194008290900200305>
- Cabrera A, Yepes J, Doello Jurado M (1947) Zoogeografía de la Argentina. Pp. 347–553 en: *Geografía de La Republica Argentina* Tomo VIII. Ed Coni, Buenos Aires. Canavelli SB, Swisher ME, Branch LC (2013) Factors related to farmers' preferences to decrease monk parakeet damage to crops. *Human Dimensions of Wildlife* 18: 124–37. <https://doi.org/10.1080/10871209.2013.745102>
- 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* 141:797–806. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.12.024>
- Cardoni DA, Isacch JP, Iribarne O (2015) Avian responses to varying intensity of cattle production in *Spartina densiflora* saltmarshes of South-Eastern South America. *Emu* 115:12–19. <https://doi.org/10.1071/MU13028>
- Castillo L, Ladio AY (2017) Las aves en el patrimonio biocultural de los crianceros rurales del centro-norte de la Patagonia, Argentina. *El Hornero* 32:123–38
- Cerezo A, Conde MC, Poggio S (2011) Pasture area and landscape heterogeneity are key determinants of bird diversity in intensively managed farmland. *Biodiversity and Conservation* 20:2649–2667. <https://doi.org/10.1007/s10531-011-0096-y>
- Codesido M, González-Fischer C, Bilenca D (2011) Distributional changes of landbird species in agroecosystems of central Argentina. *The Condor* 113:266–273. <https://doi.org/10.1525/cond.2011.090190>
- Codesido M, Zufiurre E, Bilenca D (2015) Relationship between pest birds and landscape elements in the Pampas of central Argentina. *Emu* 115:80–84. <https://doi.org/10.1071/MU13110>
- Comparatore VM, Martínez MM, Vassallo AI, Barg M, Isacch JP (1996) Abundancia y relaciones con el hábitat de aves y mamíferos en pastizales de *Paspalum quadrifarium* (Paja Colorada) manejados con fuego (Provincia de Buenos Aires, Argentina). *Inter ciencia* 21:228–37
- Cossa NA, Fasola L, Roesler I, Reboreda JC (2018) In-

- cubating Upland Goose (*Chloephaga picta*) differential response to livestock, human, and predator nest disturbance. *The Wilson Journal of Ornithology* 130:739–45. <https://doi.org/10.1676/17-105.1>
- Chapin III FS, Zavaleta E, Eviner V, Naylor R, Vitousek P, Reynolds H, Hooper D, Lavelle S, Sala O, Hobbie S, Mack M, Diaz S (2000) Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405. 234–42. [10.1038/35012241](https://doi.org/10.1038/35012241).
- Crego E, Macri IN (2009) Una técnica para la estimación de la densidad y el monitoreo de poblaciones de Inambú Común (*Nothura maculosa*) en ambientes de pastizal. *El Hornero* 24:31–35
- Dardanelli S, Fandiño B, Calamari NC, Canavelli SB, Zaccagnini ME (2016) ¿Eligen las palomas y cotarras los lotes de soja (*Glycine max*) en emergencia? un caso de estudio en agroecosistemas de Entre Ríos, Argentina. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 87:1308–14. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2016.09.006>
- Davis DE (1940) Social habits of *Guira guira*. *The Auk* 57:472–84. <https://doi.org/10.2307/4078690>
- De Falco PD, Bedano JC, Penón E, Di Ciocco C (2022) Efecto de las aplicaciones de glifosato sobre la macrofauna edáfica en sistemas de producción de soja. Pp. 147–166 en: Folguera G (Ed.) Diálogos sobre el modelo agroindustrial argentino. Miradas plurales de un pensar colectivo. Buenos Aires: EUDEBA
- Delhey KV, Petracci PF, Grassini CM (2001) Hallazgo de una nueva colonia de la Gaviota de Olrog (*Larus atlanticus*) en la ría de Bahía Blanca, Argentina. *El Hornero* 12:39–42. <https://doi.org/10.56178/eh.v16i1.914>
- Díaz S, Demissew S, Carabias J, Joly C, Lonsdale M, Ash N, Larigauderie A, Adhikari JR, Arico S, Bál-di A, Bartuska A, Baste IA, Bilgin A, Brondizio E, Chan KMA, Figueroa VE, Duraiappah A, Fischer M, Hill R, Koetz T, Leadley P, Lyver P, Mace GM, Martin-Lopez B, Okumura M, Pacheco D, Pascual U, Pérez ES, Reyers B, Roth E, Saito O, Scholes RJ, Sharma N, Tallis H, Thaman R, Watson R, Yahara T, Hamid ZA, Akosim C, Al-Hafedh Y, Allahverdiyev R, Amankwah E, Asah ST, Asfaw Z, Bartus G, Brooks LA, Caillaux J, Dalle G, Darnaedi D, Driver A, Erpul G, Escobar-Eyzaguirre P, Failler P, Fouda AMM, Fu B, Gundimeda H, Hashimoto S, Homer F, Lavelle S, Lichtenstein G, Mala WA, Mandivenyi W, Mateczak P, Mbizvo C, Mehrdadi M, Metzger JP, Mikissa JB, Moller H, Mooney HA, Mumby P, Nagendra H, Nesshover C, Oteng-Yeboah AA, Pataki G, Roué M, Rubis J, Schultz M, Smith P, Sumaila R, Takeuchi K, Thomas S, Verma M, Yeo-Chang Y, Zlatanova D (2015) The IPBES Conceptual Framework – connecting nature and people. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 14:1–16. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2014.11.002>
- Di Giacomo AS, Di Giacomo AG (2008) Una breve historia de la ornitología en la Argentina. *Ornitología Neotropical* 19:401–414
- Ducatez S, Lefebvre L (2014) Patterns of research effort in birds. *PLoS ONE* 9(2): e89955. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0089955>
- Esquivel AM, Peris SJ, Velázquez MC, Irala R, Cantero N, Zarza R, Weiler A (2023) La ornitología en el Paraguay: revisión de los patrones de investigación en 25 años (1995–2019). *El Hornero* 38:22–34. <http://dx.doi.org/10.56178/eh.v38i1.538>
- Fernández GJ, Reboreda JC (2003) Male parental care in Greater Rheas (*Rhea americana*) in Argentina. *The Auk* 120:418. <https://doi.org/10.1093/auk/120.2.418>
- Filloy J, Bellocq MI (2006) Spatial variations in the abundance of sporophila seedeaters in the Southern Neotropics: contrasting the effects of agricultural development and geographical position. *Biodiversity and Conservation* 15:3329–3340. <https://doi.org/10.1007/s10531-005-1341-z>
- Filloy J, Bellocq MI (2007) Patterns of bird abundance along the agricultural gradient of the Pampean Region. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 120:291–298. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.09.013>
- Freile JF, Greeney HF, Bonaccorso E (2014) Current neotropical ornithology: research progress 1996–2011. *The Condor* 116:84–96. <https://doi.org/10.1650/CONDOR-12-152-R1.1>
- García GO, Gomez Laich A (2007) Abundancia y riqueza específica en un ensamble de aves marinas y costeras del sudeste de la provincia de Buenos Aires, Argentina. *El Hornero*, 22:9–16
- Ghersa CM, León R (2001). Ecología del paisaje pampeano: consideraciones para su manejo y conservación. Pp. 471–512 en: Naveh Z, Lieberman AS (eds) *Ecología de Paisajes*. Buenos Aires: Editorial Facultad de Agronomía
- Goldstein MI, Lacher TE, Woodbridge B, Bechard MJ, Canavelli SB, Zaccagnini ME, Cobb GP, Scollon EJ, Tribolet R, Hooper MJ (1999a) Monocrotophos-induced mass mortality of Swainson's Hawks in Argentina, 1995–96. *Ecotoxicology* 8:201–214. <https://doi.org/10.1023/A:1026496331396>
- Goldstein MI, Lacher TE, Zaccagnini ME, Parker PL, Hooper MJ (1999b) Monitoring and assessment of Swainson's Hawks in Argentina following restrictions on monocrotophos use, 1996–97. *Ecotoxicology* 8:215–224. <https://doi.org/10.1023/A:1026448415467>
- Gorosábel A, Pedrana J, Bernad L, Caballero VJ, Muñoz SD, Maceira NO (2019) Evaluating the impacts and benefits of sheldgeese on crop yields in the pampas region of Argentina: a contribution for mitigating the conflicts with agriculture. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 279:33–42. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.04.002>
- 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>
- Haene E (2005) Cumple cincuenta números la revista

- Nuestras Aves. *Nuestras Aves* 50: 18–19
- Herrera L, Nabinger C, Weyland F, Parera A (2014) Caracterización de Los pastizales del Cono Sur, servicios ecosistémicos y problemática actual de conservación. Pp: 21-39 en: Parera A, Paullier I, Weyland F (eds) *Índice de Contribución a la Conservación de pastizales naturales del Cono Sur. Una herramienta al servicio de incentivos para productores rurales*. Aves Uruguay
- Ibañez LM, Girini JM, Palacio FX, Fiorini VD, Montalti D (2017) Interacciones entre el Estornino Pinto (*Sturnus vulgaris*) y aves nativas de Argentina por el uso de cavidades. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 88:477–479. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2017.03.009>
- Ibañez LM, Zalba SM, Scoroll IA, Forcelli D, Montalti D (2016) El Estornino Pinto en Argentina: desafíos y prioridades. *Revista del Museo de La Plata* 1:159–169
- Inzunza ER, Cockle KL, Núñez Montellano MG, Fontana CS, Cuatianquiz Lima C, Echeverry-Galvis MA, Fernández-Gómez RA, Montaña-Centellas FA, Bonaccorso E, Lambertucci SA, Cornelius C, Bosque C, Bugoni L, Salinas-Melgoza A, Renton K, Freile JF, Angulo F, Mugica Valdés L, Velarde E, Cuadros S, Miño CI (2023) How to include and recognize the work of ornithologists based in the neotropics: fourteen actions for Ornithological Applications, Ornithology, and other global-scope journals. *Ornithological Applications* 125:1-11. <https://doi.org/10.1093/ornithapp/duac047>
- Isacch JP, Bó MS, Vega LE, Favero M, Baladrón AV, Pretelli MG, Stellatelli OA, Cardoni DA, Copello S, Block C, Cavalli M, Comparatore VM, Mariano-Jelichich, R, Biondi LM, García GO, Seco Pon JP (2016) Tetrapod's diversity at the southeast Pampas as a tool for conservation planning. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales, Nueva Serie*, 18:211-233
- Josens ML, Escalante AH, Favero M (2012). Diversity, seasonality and structure of bird assemblages associated with three wetlands in the Southeastern Pampas, Argentina. *Ardeola* 59:93–100. <https://doi.org/10.13157/arla.59.1.2012.93>
- Lajmanovich RC, Peltzer PM, Attademo AM (2022) Veintidós años de extractivismo basado en cultivos transgénicos genéticamente modificados: los anfibios como indicadores ambientales de contaminación. Pp: 97-120 en: Folguera G (ed.) *Diálogos sobre el modelo agroindustrial argentino. Miradas plurales de un pensar colectivo*. Buenos Aires: EUDEBA
- Lapegna P, Kunin J, Palmisano T (2024) Between regulation and practice: situated pesticide governance in Argentina. *Studies in Comparative International Development* 59:288-312. <https://doi.org/10.1007/s12116-023-09422-y>
- Leveau LM, Leveau CM (2004) Riqueza y abundancia de aves en agroecosistemas pampeanos durante el periodo post-reproductivo. *Ornitología Neotropical* 15:371-380 Lincer JL, Clark RJ, Fleming TL, Sieradzki A (2018) A Review of Burrowing Owl (*Athene cunicularia*) literature using bibliometric comparisons: topical bibliographies and online databases. *Journal of Raptor Research* 52:207–24. <https://doi.org/10.3356/JRR-17-04.1>
- Llambías PE, Ferretti V, Rodríguez PS (2001) Kleptoparasitism in the Great Kiskadee. *The Wilson Bulletin* 113:116–17. [https://doi.org/10.1676/0043-5643\(2001\)113\[0116:KITGK\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1676/0043-5643(2001)113[0116:KITGK]2.0.CO;2)
- Mac Loughlin TM, Peluso ML, Marino DJG (2022) Evaluation of pesticide pollution in the Gualeguay Basin: an extensive agriculture area in Argentina. *Science of the Total Environment* 851:158142. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158142>
- MacPherson MP, Jahn AE, Murphy MT, Kim DH, Cueto VR, Tuero DT, Hill ED (2018) Follow the rain? environmental drivers of tyrannus migration across the New World. *The Auk* 135:881–94. <https://doi.org/10.1642/AUK-17-209.1>
- Manuel-Navarrete D, Gallopín GC, Blanco M, Díaz-Zorita M, Ferraro DO, Herzer H, Látterra P, Murmis MR, Podestá GP, Rabinovich J, Satorre EH, Torres F, Viglizzo EF (2009). Multi-causal and integrated assessment of sustainability: the case of agriculturalization in the Argentine Pampas. *Environment Development and Sustainability* 11:621–38. <https://doi.org/10.1007/s10668-007-9133-0>
- MAPBIOMAS. 2024. Proyecto MapBiomás Pampa Trinacional – Colección 3.0 de Los Mapas Anuales de Cobertura y Uso Del Suelo En Pampa Trinacional, Accedido En 1/2024 URL: https://Storage.Googleapis.Com/Mapbiomas-Public/Initiatives/Pampa/Collection_3/Download/Statistics/Statistics_col3_cover_transitions_pampa_trinacional.Xlsx
- Massoni V, Loetti V, Reboreda JC (2005) Sexual dimorphism and parental care in the yellow-winged blackbird (*Agelaius thilius*). *Ornitología Neotropical* 16:551-555
- Mastrangelo ME, Ciani A, Weyland F, Auer A, Von Below J, Látterra P (2023) Easier said than done: shifting social imaginaries of rural landscapes of the Chaco-Pampas Plain, Argentina (1996–2020). *Journal of Rural Studies* 103. <https://doi.org/10.1016/j.jrurstud.2023.103093>
- Mastrangelo ME, Weyland F, Herrera LP, Villarino SH, Barral MP, Auer AD (2015) Ecosystem services research in contrasting socio-ecological contexts of Argentina: critical assessment and future directions. *Ecosystem Services* 16:63–73. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.10.001>
- MAyDS, AA (2017) Categorización de las aves de la Argentina. Informe del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación y de Aves Argentinas.
- McKenzie AJ, Robertson PA (2015) Which species are we researching and why? A case study of the ecology of british breeding birds. *PLoS ONE* 10(7): e0131004. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0131004>
- MEA (2005) Millenium Ecosystems Assessment. Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis.

- Island Press, Washington, DC
- Medan D, Torretta JP, Hodara K, de la Fuente EB, Montaldo NH (2011) Effects of agriculture expansion and intensification on the vertebrate and invertebrate diversity in the Pampas of Argentina. *Biodiversity and Conservation* 20:3077–3100. <https://doi.org/10.1007/s10531-011-0118-9>
- Medrano C, Fernando Zamudio F, López de Casenave J (2017) Etno-ornitología: una ciencia que todos saben. *El Hornero* 32:1–6
- Mermoz ME, Fernández GJ (1999) Low frequency of Shiny Cowbird parasitism on Scarlet-headed Blackbirds: Anti-parasite adaptations or nonspecific host life-history traits? *Journal of Avian Biology* 30:15–22. <https://doi.org/10.2307/3677238>
- Miño CI, Massoni V (2017) Sexual differences in the effect of previous breeding performance on nest-box reuse and mate retention in White-Rumped Swallows (*Tachycineta leucorrhoa*). *Emu* 117:130–40. <https://doi.org/10.1080/01584197.2017.1282827>
- Morello J, Matteucci S, Rodríguez AF, Silva M (2012) Ecorregiones y complejos ecosistémicos argentinos. Buenos Aires, Orientación Gráfica Editora
- Morici A (2009) Nidificación de la golondrina tijerita (*Hirundo rustica*) en el partido de Puán, Buenos Aires, Argentina. *Nuestras Aves* 54:35–36
- Mudrik A (2017) ‘El Ñandú’ en el cielo: etnoastronomía de gringos, criollos e indígenas y las representaciones celestes de *Rhea americana* en el sur del chaco argentino. *El Hornero* 16:7–17
- Nanni AS, Piquer Rodríguez M, Rodríguez D, Nuñez Regueiro M, Periago ME, Aguiar S, Ballari S, Blundo CM, Derlindati EJ, Di Blanco YE, Eljall A, Grau HR, Herrera LP, Huertas Herrera A, Izquierdo AE, Lescano JN, Macchi L, Mazzini F, Milkovic M, Montti LF, Paviolo AJ, Pereyra M, Quintana RD, Quiroga VA, Renison D, Beade Santos M, Schaaf AA, Gasparri NI (2020) Presiones sobre la conservación asociadas al uso de la tierra en las ecorregiones terrestres de la Argentina. *Ecología Austral* 30:304–20
- Narosky T, Di Giacomo A G (1993) *Las aves de la provincia de Buenos Aires. Distribución y estatus*. Asociación Ornitológica del Plata. Buenos Aires
- Narosky T, Izurieta D (2003) *Guía para la identificación de las aves de Argentina y Uruguay. Edición de Oro*. Vazquez Massini Editores. Buenos Aires
- Nores AI, Gutiérrez M (1986) Nidificación de *Tyto alba* en Córdoba, Argentina. *El Hornero* 12:242–49
- Pedrana J, Pütz K, Bernad L, Muñoz S, Gorosábel A, Castresana G, Leiss A, Seco Pon SC (2020) Spatial and temporal variation in the migration of Ruddy-Headed Goose in Southern South America using satellite tagging. *Bird Conservation International* 30:634–648. <https://doi:10.1017/S0959270920000143>
- Petracci PF (2011) ¿Puede el pisoteo de los Cauquenes (*Chloephaga* spp.) ocasionar compactación del suelo en cultivos de trigo (*Triticum aestivum*)? *El Hornero* 26:95–103
- Pizarro CJ, Rau J, Anderson CB (2017) “Cara-a-cara con el caracara”: una propuesta para reconectar a las personas con la naturaleza a través de la observación de aves. *El Hornero* 32:39–53
- Pizarro HN (2022) El glifosato y el agua dulce. Pp: 167–188 en: Folguera G (ed) *Diálogos Sobre El Modelo Agroindustrial Argentino. Miradas Plurales de Un Pensar Colectivo*. Buenos Aires: EUDEBA
- Pretelli MG (2012) Albinismo en un ejemplar de pecho amarillo común (*Pseudoleistes virescens*). *Nuestras Aves* 57:49–51
- Reboratti C (2006) La Argentina rural entre la modernización y la exclusión. Pp. 175–187 en: Geraiges de Lemos AI, Arroyo M & Silveira ML (eds) *América Latina: Cidade, Campo e Turismo, San Pablo: CLACSO, Consejo Latinoamericano de Ciencias Sociales*
- Rizzo F (2010) Utilización de nidos de hornero (*Furnarius rufus*) por el estornino pinto (*Sturnus vulgaris*). *Nuestras Aves* 55:33–35
- Rojas Ripari JM, Ursino CA, Reboreda JC, De Mársico MC (2019). Innate development of acoustic signals for host parent-offspring recognition in the brood-parasitic Screaming Cowbird *Molothrus Rufoaxillaris*. *Ibis* 161:717–29. <https://doi.org/10.1111/ibi.12672>
- Salvio C (2022) Impacto de los plaguicidas sobre los invertebrados benéficos edáficos. Pp. 189–201 en: Folguera G (ed) *Diálogos Sobre El Modelo Agroindustrial Argentino. Miradas Plurales de Un Pensar Colectivo*. Buenos Aires: EUDEBASarasola JH, Negro JJ (2006) Role of exotic tree stands on the current distribution and social behaviour of Swainson’s Hawk, *Buteo swainsoni* in the Argentine Pampas. *Journal of Biogeography* 33:1096–1101. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2005.01445.x>
- Sarasola JH, Negro JJ, Hobson KA, Bortolotti GR, Bildstein KL (2008) Can a ‘wintering area effect’ explain population status of Swainson’s hawks? A stable isotope approach. *Diversity and Distributions* 14:686–691. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2008.00475.x>
- Seco Pon JP, Bó MS, Block C, Galván FE, García G (2018) Chimango Caracara (*Milvago chimango*) entangled in fishing tackle in Southeastern Buenos Aires Province, Argentina. *Ornitología Neotropical* 29:271–274
- Soares L, Cockle KL, Ruelas Inzunza E, Ibarra JT, Miño CI, Zuluaga S, Bonaccorso E, Ríos-Orjuela JC, Montaña-Centellas FA, Freile JF, Echeverry-Galvis MA, Bonaparte EB, Diele-Viegas LM, Speziale K, Cabrera-Cruz SA, Acevedo-Charry O, Velarde E, Cuatianquiz Lima C, Ojeda VS, Fontana CS, Echeverri A, Lambertucci SA, Macedo RH, Esquivel A, Latta SC, Ruvalcaba-Ortega I, Alves MAS, Santiago-Alarcon D, Bodrati A, González-García F, Fariña N, Martínez-Gómez JE, Ortega-Álvarez R, Núñez Montellano MG, Ribas CC, Bosque C, Di Giacomo AS, Areta JI, Emer C, Mugica Valdés L, González C, Rebollo ME, Mangini G, Lara C,

- Cristóbal Pizarro J, Cueto VR, Bolaños-Sittler PR, Ornelas JF, Acosta M, Cenizo M, Marini MA, Vázquez-Reyes LD, González-Oreja JA, Bugoni L, Quiroga M, Ferretti V, Manica LT, Grande JM, Rodríguez-Gómez F, Diaz S, Büttner N, Montesana L, Campos-Cerqueira M, López FG, Guaraldo SC, MacGregor-Fors I, Aguiar-Silva FH, Miyaki CY, Ippi S, Mérida E, Kopuchian C, Cornelius C, Enríquez PL, Ocampo-Peñuela N, Renton K, Salazar JC, Sandoval L, Correa Sandoval J, Astudillo PX, Davis AO, Cantero N, Ocampo D, Marin Gomez OH, Borges SH, Cordoba-Cordoba S, Pietrek AG, de Araújo CB, Fernández G, de la Cueva H, Guimarães Capurucho JM, Gutiérrez-Ramos NA, Ferreira A, Costa LM, Soldatini C, Madden HM, Santillán MA, Jiménez-Uzcátegui G, Jordan EA, Silva Freitas GH, Pulgarin-R PC, Almazán-Núñez RC, Altamirano T, Gomez MR, Velazquez MC, Irala R, Gandoy FA, Trigueros AC, Ferreyra CA, Albores-Barajas YV, Tellkamp M, Dantas Oliveira C, Weiler A, Arizmen-di M, Tossas AG, Zarza R, Serra G, Villegas-Patracá R, Di Sallo FG, Valentim C, Noriega JI, Alayon García G, de la Peña MR, Fraga RM, Ribeiro Martins PB (2023) Neotropical ornithology: reckoning with historical assumptions, removing systemic barriers, and reimagining the future. *Ornithological Applications* 125:1-31. <https://doi.org/10.1093/ornithapp/duac046>
- Soave GE, Darrieu CA, Aribalzaga ME, Camperi AR, Lucía M, Williams J, Juárez M (2008) Dieta del Pirincho (*Guira guira*) en el nordeste de la provincia de Buenos Aires, Argentina (Cuculiformes: Cuculidae). *Revista de Biología Tropical* 56:1883-1892
- Soriano A (1991) Rio de La Plata Grasslands. Pp. 367-407 en: Coupland RT (ed) *Ecosystems of the World-Natural Grasslands*. Introduction and Western Hemisphere
- Suárez N, Marinao C, Kasinsky T, Yorio P (2014) Distribución reproductiva y abundancia de gaviotas y gaviotines en el Área Natural Protegida Bahía San Blas, Buenos Aires. *El Hornero* 29:29-36
- Teixeira Da Silva JA, Dobránszki J (2018) Rejoinder to “multiple versions of the h-index: cautionary use for formal academic purposes”. *Scientometrics* 115:1131-1137. <https://doi.org/10.1007/s11192-018-2684-z>
- Tobar CN, Rau JR, Santibañez A, Cursach JA, Vilugrón YJ (2017) Integrando el conocimiento ecológico local y el conocimiento académico sobre el Flamenco Austral (*Phoenicopterus chilensis*) en Bahía Caulín, Sur de Chile: Un Abordaje Preliminar. *El Hornero* 17:55-61
- Viglizzo E, Jobbágy E (2011) *Expansión de la frontera agropecuaria en Argentina y su impacto ecológico-ambiental*. Buenos Aires: INTA.
- Vuilleumier F (2000) Some reflections about the problem of diffusion of publication among ornithologists studying neotropical birds. *Ornitología Neotropical* 11:185-187
- Weyland F, Baudry J, Ghersa C (2019a) Short-term effects of a severe drought on avian diversity and abundance in a Pampas agroecosystem. *Austral Ecology* 44:1340-1350. <https://doi.org/10.1111/aec.12808>
- Weyland F, Colacci P, Cardoni A, Estavillo C (2021) Can rural tourism stimulate biodiversity conservation and influence farmer's management decisions? *Journal for Nature Conservation* 64:126071. doi.org/10.1016/j.jnc.2021.126071
- Weyland F, Mastrangelo ME, Auer AD, Barral MP, Nahuelhual L, Larrazábal A, Parera AP, Berrouet Cadavid LM, López-Gómez CP, Villegas Palacio C (2019b) Ecosystem Services Approach in Latin America: from theoretical promises to real applications. *Ecosystem Services* 35:280-293. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.11.010>
- Xie H, Zhang Y, Zeng X, He Y (2020) Sustainable land use and management research: a scientometric review. *Landscape Ecology* 35:2381-2411. <https://doi.org/10.1007/s10980-020-01002-y>
- Zalba SM, Cozzani N (2004) The impact of feral horses on grassland bird communities in Argentina. *Animal Conservation* 7:35-44. <https://doi.org/10.1017/S1367943003001094>





CARACTERÍSTICAS DE DORMIDEROS COMUNALES DE LOROS HABLADORES (*Amazona aestiva*) EN LA CIUDAD AUTÓNOMA DE BUENOS AIRES, ARGENTINA: UNA POBLACIÓN FUERA DE SU RANGO DE DISTRIBUCIÓN NATURAL

Characteristics of a communal roost of *Amazona aestiva* in the Autonomous City of Buenos Aires, Argentina: a population outside its natural distribution range

Eduardo Haene^{1*}, María José Doiny² & Camila Sofía Haene³

¹Universidad de Belgrano, Zabala 1837, 1426, Buenos Aires, Argentina

²Pedro Moran 2449, 1419, Buenos Aires, Argentina

³Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires. Ciudad Universitaria, Pabellón 2, Piso 4, Buenos Aires, 1426, Argentina

*eduardohaene@hotmail.com

RESUMEN: Los psitácidos son a menudo capturados ilegalmente y vendidos como mascotas. La captura histórica de ejemplares y la deforestación del bosque nativo han tenido consecuencias negativas sobre los psitácidos a nivel global. A nivel local, individuos retenidos como mascotas y posteriormente liberados han podido establecerse fuera de su rango nativo, pudiendo incluso volverse invasoras. El Loro Hablador (*Amazona aestiva*) es una de las especies buscadas como mascota por su capacidad de imitar sonidos. Individuos liberados en las décadas de 1980 y 1990 en la Ciudad de Buenos Aires establecieron una población a 750 km de su rango de distribución natural. En 2015 y 2018 detectamos dormideros en el barrio de Saavedra y Parque Chas-Agronomía respectivamente. En este trabajo buscamos generar nuevos conocimientos sobre esta población, sus sitios de alimentación, dormideros y comportamiento. Los dos dormideros estudiados los encontramos en especies del arbolado urbano (principalmente *Platanus acerifolia*) y son los únicos registrados hasta el momento en Buenos Aires. Documentamos un promedio de 243 individuos en 2021 y 180 en 2022. Registramos 12 sitios en un radio de 20 km de distancia al dormidero donde los loros habladores pasan el día. Los loros salen del dormidero al amanecer y regresan al atardecer. Consumen frutos de *P. acerifolia*, *Melia azedarach*, *Eriobotrya japonica*, *Styphnolobium japonicum*, entre otros. Estos dormideros pueden constituir un recurso novedoso para el ecoturismo urbano, poniendo en valor a esta especie que persiste fuera de su rango de distribución natural en la cual se encuentra amenazada.

PALABRAS CLAVE: *biodiversidad urbana, comportamiento social, espacio verde, especie exótica, Psittacidae, rutina diaria*

ABSTRACT: Psittacines are often illegally captured and sold as pets. The historical capture of specimens and the deforestation of the native forest have had negative consequences on psittacine species at a global level. Locally, individuals retained as pets and subsequently released have been able to establish outside their native range, and may even become invasive. The Turquoise-fronted Parrot (*Amazona aestiva*) is wanted as a pet for its ability to imitate sounds. Specimens released in the 1980s and 1990s in the City of Buenos Aires established a population 750 km from the limit of their natural range. In 2015 and 2018 we detected roosts in the neighborhood of Saavedra and Parque Chas-Agronomía respectively. In this work we aimed to gain new knowledge about this population, its feeding sites, roosts and behavior. The two roosts studied were located on urban trees (mainly *Platanus acerifolia*), and are the only ones recorded so far in Buenos Aires. We recorded an average of 243 individuals in 2021 and 180 in 2022. We recorded 12 sites within a 20 km radius of the active roost where

the Turquoise-fronted Parrot was observed. Parrots leave the roost at dawn and return at dusk. They consume fruits of *P. acerifolia*, *Melia azedarach*, *Eriobotrya japonica*, *Styphnolobium japonicum*, among others. These roosts may constitute a new resource for urban ecotourism, giving value to this species that persists outside its natural range where it is threatened.

KEYWORDS: *daily routine, exotic species, green areas, Psittacidae, social behavior, urban biodiversity*

El Loro Chaqueño o Loro Hablador (*Amazona aestiva*) es un psitácido de tamaño mediano (hasta 35 cm) caracterizado por contar con una corona amarillenta y frente celeste (Narosky et al. 2010). La distribución natural del loro hablador incluye Brasil, Bolivia, Paraguay y Argentina (Berkunsky 2010). En Argentina se distribuye en las provincias de Misiones, Formosa, Jujuy, Salta, Chaco, Corrientes, Tucumán, norte de Santiago del Estero, norte de Santa Fe, este de Catamarca y La Rioja y oeste de Córdoba (Nores & Yzurieta 1994, Fernández-Juricic et al. 1998, Narosky & Yzurieta 2003, BirdLife International 2023). El Loro Hablador tiene comportamiento gregario con sitios de alimentación y de pernocte típicamente diferenciados, aunque de estos últimos hay poca información. Esta especie presenta patrones de actividad diarias similares a otros psitácidos, desplazándose principalmente de a dos individuos al amanecer desde dormitorios hasta áreas de alimentación y regresando al atardecer (Chediak 1991).

Dentro de su rango de distribución natural, en Minas Gerais, Brasil, se documentó un dormitorio de Loro Hablador en una forestación de eucaliptos (Carrara et al. 2007). En el sur del Pantanal, Fernandes Seixas & Mourão (2018) estudiaron seis dormitorios de Loro Hablador, con conteos que oscilaron entre 600 y 6000 ejemplares. Los dormitorios de esta especie presentan beneficios para los individuos que los conforman. Al incrementar el intercambio de información social, la alimentación se hace más eficiente y se reduce el riesgo de depredación (Fernandes Seixas & Mourão 2018). En el período de nidificación los individuos sin pareja utilizan el dormitorio grupal, mientras que, en las parejas establecidas con nido activo, solo el macho lo utiliza (la hembra se mantiene en el sitio de nidificación, Fernandes Seixas & Mourão 2018). Para nidificar utiliza huecos creados por otros animales (Berkunsky & Reborada 2009).

El Loro Hablador es considerado uno de los psitácidos más intensamente comercializados por la Argentina como mascota (Pires 2012, Ibañez & Grisolia 2019) por su capacidad de imitar la voz humana (Berkunsky 2010). Esta especie se vio perjudicada tanto por el comercio legal e ilegal de ejemplares, así como por la degradación de su hábitat debido a la ga-

nadería, agricultura e industria forestal (Clarke & de By 2013, Berkunsky et al. 2017a). La captura histórica de ejemplares (tanto adultos como pichones) para su comercialización llevó a la especie a ser categorizada como “casi amenazada” a nivel mundial (BirdLife International 2023). Su extracción del medio silvestre se intensificó durante la década de 1980, momento en el cual se registraron picos de tráfico a nivel mundial (Berkunsky et al. 2012). El tráfico de individuos de esta especie disminuyó sustancialmente durante los primeros años de la década de 1990 (Mori et al. 2017). En la actualidad el principal problema de conservación que afecta al Loro Hablador en Argentina es la deforestación del bosque nativo donde nidifica, lo que ha motivado su catalogación como “amenazado” de extinción a nivel nacional (MAYDS & AA 2017).

Hasta 2017 existían al menos ocho poblaciones de Loro Hablador que sobrevivían en ciudades fuera de su rango de distribución natural (Mori et al. 2017). Una revisión más actual de registros en eBird (2023) muestra que la especie está presente en, al menos, 8 ciudades de Europa, 2 de Asia y 21 ciudades de América, donde podría haberse establecido. En Buenos Aires se observan psitácidos no autóctonos para la región en entornos urbanos y suburbanos, como el Parque Pereira Iraola y el Parque Costero del Sur (Scheffer et al. 2015). Lo mismo se ha registrado en Brasil, donde Schunk et al. (2011) observaron que esta especie ha expandido su rango de distribución a centros urbanos posiblemente como resultado de ejemplares utilizados como mascotas y luego liberados. Martens et al. (2013) informaron que existe desde 1984 en Stuttgart, Alemania, poblaciones de Loro Hablador y de Loro de Cabeza Amarilla (*Amazona oratrix*); allí su dieta muestra una respuesta plástica ya que incluye tanto especies de plantas nativas como exóticas. La diversidad botánica en algunos espacios verdes de las ciudades sería un aspecto clave para la persistencia de poblaciones de loros introducidos (Martens et al. 2013). En la Región Metropolitana de Buenos Aires se documentó el consumo de semillas, yemas y flores de plantas exóticas (Montaldo 2015).

Muchas especies de aves silvestres se agrupan en dormitorios comunales antes del anochecer y varias

lo hacen dentro de ciudades. Este es el caso del Loro Barranquero (*Cyanoliseus patagonus*) en Bahía Blanca (Lera et al. 2022), el Estornino Pinto (*Sturnus vulgaris*) en Buenos Aires (Girini et al. 2014) o el Tordo Renegrido (*Molothrus bonariensis*) (Feare & Zaccagnini 1993). El Tordo Renegrido también se congrega para pernoctar en árboles de plazas o calles céntricas en las ciudades de San Juan Capital (Provincia de San Juan), Santa Rosa (Provincia de La Pampa), Cañuelas (Provincia de Buenos Aires, obs. pers. de los autores). Feare & Zaccagnini (1993) han registrado para los tordos renegridos en Ciudad de Paraná (Provincia de Entre Ríos), una dispersión en flujos discontinuos desde los dormitorios urbanos a las áreas de alimentación en sitios agrícolas. Se observaron patrones de comportamiento similares en golondrinas (*Hirundinidae*) en Plaza de Mayo (Ciudad de Buenos Aires) y en la plaza Marqués de Sobremonte, Merlo (Provincia de San Luis) en distintas décadas del siglo XX (obs. pers. de los autores). El Loro Barranquero duerme en grandes grupos dentro de poblados como se ha registrado en grandes ciudades, por ejemplo, Bahía Blanca (Provincia Buenos Aires, Tella et al. 2014, Lera et al. 2022) o Algarrobo del Águila (Provincia de La Pampa, obs. pers. de los autores). También en Valencia, España, 13 especies de psitácidos no nativos prefieren habitar la ciudad en lugar de los campos vecinos, mostrando preferencia por agruparse en dormitorios urbanos (Murgui & Valentín 2003). En el sur de California, Estados Unidos, 12 es-

pecies de psitácidos no nativos naturalizados, incluido el Loro Hablador, formaron un dormitorio comunal durante la década de 1990 en el estacionamiento de un supermercado (Mabb 1997). Las aves silvestres que habitan ambientes de ciudad seleccionan sitios de descanso por las mayores temperaturas derivadas del efecto de la isla de calor urbano (Bernat-Ponce et al. 2022).

Actualmente, se desconoce la abundancia de la población de loros habladores presente en Buenos Aires, así como su comportamiento diario y las características de los sitios que utilizan para alimentarse y dormir. Tampoco se cuenta con registros de nidificación de esta especie en la Ciudad Autónoma de Buenos Aires, aunque sí en los alrededores (Ibáñez et al. 2014). Los objetivos de este trabajo son: a) describir las características de los dormitorios utilizados por el Loro Hablador en la Ciudad Autónoma de Buenos Aires; b) conocer los sitios en los que se alimentan los individuos del dormitorio; c) describir los comportamientos diarios y los movimientos de la población de loros habladores fuera de su área de distribución natural, tomando registro de posibles comportamientos reproductivos; y d) discutir la posibilidad del aprovechamiento de estas poblaciones como recurso turístico.

METODOLOGÍA

Dormitorios

Realizamos observaciones en dos sectores principales donde detectamos actividad de dormitorio en el sector noroeste de la Ciudad Autónoma de Buenos Aires, que fueron registrados a partir de observaciones ocasionales en momentos previos al amanecer y al anochecer (Fig. 1: 1) Dormitorio Tamborini (-34°55'S, -58°48'O); 2) Dormitorio Parque Chas-Agronomía: que comprende a su vez dos dormitorios con una distancia de 600-700 metros entre ellos: el primero detectado en Parque Chas (-34°.58'S, -58°.48'O) y el último detectado en Agronomía (-34°.59'S, -58°.48'O).

Para el dormitorio Tamborini, en el cual registramos actividad desde mayo de 2015 hasta mayo de 2016, tomamos datos sobre los árboles que componen el dormitorio: especies, altura y edad. Para el dormitorio Parque Chas-Agronomía, el cual se encuentra en actividad desde abril de 2018, además de registrar información sobre los árboles que componen el dormitorio realizamos censos de Loro Hablador durante el 2021 y el 2022. En este sitio también realizamos observaciones cualitativas respecto a la presencia de



Figura 1. Plátanos del dormitorio de loros habladores en Parque Chas-Agronomía, Ciudad Autónoma de Buenos Aires. Se puede apreciar la ubicación de los loros sobre las ramas de Plátanos, la luz artificial y el tránsito vehicular. Foto: E. Haene.

iluminación artificial en el dormitorio y el tipo y la cantidad de tráfico vehicular que circula por el mismo.

Efectuamos cinco censos en el dormitorio Parque Chas-Agronomía en distintas fechas: 30 de agosto, 3 y 15 de septiembre de 2021 y 13 de agosto y 1 de septiembre de 2022.

Realizamos los censos mediante observación directa con binoculares, linternas y cámara fotográfica durante el invierno, ya que en esta época la mayoría de los árboles utilizados por los loros para dormir pierden las hojas y permanecen sin follaje alrededor de 30-45 días. Fuera de ese período (desde septiembre hasta julio-agosto), la densidad de hojas dificulta la observación de los loros.

Rutina y movimientos diarios

En las fechas mencionadas, realizamos el estudio del comportamiento en el dormitorio Parque Chas-Agronomía que fue el único activo. Para esto realizamos observaciones focales comenzando 60 minutos antes del anochecer y las mantuvimos durante la llegada de los loros al dormitorio. Al realizar estas observaciones nos enfocamos en registrar la cantidad de loros y el horario de llegada al dormitorio, así como también de qué especies vegetales se alimentaron y si llegaron todos los ejemplares desde la misma dirección o distintas. Además, realizamos observaciones grupales del conjunto de loros en el dormitorio para registrar los movimientos de los individuos en los minutos previos al anochecer. Por último, buscamos registros de nidificación o presencia de juveniles mediante observación directa y consultas a otros observadores.

Sitios de alimentación en el área metropolitana

Para conocer las áreas que los loros utilizan durante el día cuando no se encuentran en el dormitorio comunal, asignamos una distancia de vuelo diario promedio con la información disponible en bibliografía sobre los trayectos diarios de otros psitácidos de tamaño semejante al del Loro Hablador. Consideramos las distancias de vuelo documentadas para la Cotorra (*Myiopsita monachus*), que puede alcanzar hasta 24 km en la época no reproductiva (Canavelli et al. 2012), del Guacamayo Verde (*Ara militaris*) con desplazamientos de 20 km entre dormitorios y los sitios de alimentación (Juárez et al. 2012). El caso de un loro de tamaño similar es el del Loro de Cuello Moreno (*Poicephalus fuscicollis*) para el que se han reportado distancias de vuelo de hasta 20 km (Symes & Perrin

2003). Con estos datos estimamos entonces una distancia de 20 km de vuelo para el Loro Hablador, que representa la distancia diaria que podría recorrer esta especie en sus desplazamientos.

A partir de esta información, utilizamos datos propios y la información disponible en las plataformas participativas Ecoregistros y eBird para conocer qué espacios verdes utilizan los loros para alimentarse, dentro de un radio de 20 km de distancia del dormitorio activo, es decir, el dormitorio Agronomía-Parque Chas. Para este trabajo, solo tomamos en cuenta los registros comunicados en las plataformas participativas desde 2018, año en el que se empezó a registrar la presencia del dormitorio de Parque Chas-Agronomía, hasta el 2022. A partir de esta información para los espacios verdes utilizados por los loros calculamos la distancia al dormitorio y registramos la cantidad de listas subidas que incluyen al Loro Hablador. Para estimar la distancia al dormitorio y la superficie de estos espacios verdes utilizamos la plataforma QGIS. Cada lista en la que se haya observado a esta especie equivale a un registro. Decidimos utilizar esta metodología solamente para el dormitorio Parque Chas-Agronomía ya que es el único activo actualmente del que se tiene conocimiento en el Área Metropolitana de Buenos Aires.

RESULTADOS

Dormitorios

Dormitorio Tamborini. El dormitorio Tamborini abarca una calle de 18 m de ancho dominada por Plátanos (*Platanus acerifolia*) como árbol de alineación, con edificios de departamentos de mediana altura y casas donde el tránsito vehicular no incluye camiones ni líneas de transporte público. Desde mitad del año 2016 dejamos de detectar a los loros habladores en el dormitorio Tamborini.

Dormitorio Parque Chas-Agronomía. La primera área detectada abarcó 150 m de arboleda lineal, de 28 m de ancho entre fachadas de edificios (Fig. 1). Los loros habladores emplearon unos 37 árboles de Plátano con una altura promedio de 19 m de altura (16-25 m) y unos 50-60 años de edad. La iluminación artificial está situada a 12 m de altura y consiste en una red de alumbrado público con luces LED que cubre tanto las calles como las veredas.

Desde agosto de 2022 los loros habladores dejaron de emplear paulatinamente la primera área y empezaron a utilizar la segunda a 600-700 m de la primera. Esta segunda área del dormitorio Parque Chas-Agro-

nomía estuvo conformada por una arboleda lineal de Plátano en un tramo de 160 m, incluyendo aproximadamente 32 árboles de igual dimensión y edad que los presentes en el primer eje del dormitorio. A estos se agregó el arbolado dentro del Club Arquitectura contiguo a la avenida Beiró, con predominio también de árboles de Plátano.

En el dormitorio Parque Chas-Agronomía los edificios fueron de mayor altura que los presentes en el dormitorio Tamborini. Además, el tránsito vehicular incluyó camiones y tres líneas de transporte público, por lo que podemos suponer que la contaminación sonora es mayor.

La poda de los Plátanos del dormitorio Tamborini detectada en agosto de 2018 podría haber sido determinante para que se reubicaran en el de Parque

Chas-Agronomía. Este disturbio afectó a toda la línea de árboles que conformaban dicho dormitorio. Desconocemos las posibles causas del traslado más reciente dentro del dormitorio Parque Chas-Agronomía.

En el dormitorio Parque Chas-Agronomía registramos un promedio de 243 ± 31 individuos utilizando el dormitorio en 2021 y 180 ± 23 individuos en 2022 (Fig. 2). Este dormitorio fue empleado todo el año, y no observamos disminuciones notables de ejemplares en la época reproductiva.

Rutina y movimientos diarios

Aproximadamente, entre 40 y 60 minutos antes de oscurecer registramos grupos de loros habladores que llegaron de al menos cuatro puntos cardinales diferentes. En general, fueron grupos formados por entre uno y siete parejas de ejemplares que se fueron concentrando en las calles transversales al principal corredor de árboles de Plátano (la periferia del dormitorio) a distancias de entre 50 y 600 m del dormitorio, antes de moverse en bandada a los árboles del corredor principal donde pasaron la noche.

En estos puntos de agrupamiento previo, los cuales variaron de un año a otro, los loros habladores consumieron frutos de árboles de Plátano, Paraíso (*Melia azedarach*), Nispero (*Eriobotrya japonica*), Sófora (*Styphnolobium japonicum*), Morera (*Morus alba*), Jacarandá (*Jacaranda mimosifolia*) y Acacia Negra (*Gleditsia triacanthos*); así como polen y frutos de Fresno Norteamericano (*Fraxinus pennsylvanica*) durante 20 a 40 minutos. En general desmenuzaron las infrutescencias esféricas de entre 2.5 y 3 cm del árbol del Plátano. Luego, se desplazaron en bandada hacia el dormitorio. La mayoría se asentó en ramas horizontales, de a dos individuos.

En días de lluvia, nublados o muy ventosos, la rutina varió quedando bandadas de loros habladores en las inmediaciones del dormitorio con poco intercambio entre árboles y sin vuelos en bandada. También regresaron más temprano de lo habitual al dormitorio en días de lluvia o de mucha nubosidad.

En relación a la búsqueda de posibles registros reproductivos, aunque no se encontraron pruebas concluyentes que confirmen la reproducción de esta especie en la Ciudad Autónoma de Buenos Aires, se realizaron tres observaciones que sugieren la posibilidad de que algunos loros estén llevando a cabo procesos reproductivos en la zona. Se registró un Loro Hablador entrando y saliendo de un hueco arbóreo en Parque Sarmiento, el cual podría corresponder a un



Figura 2. Loros Habladores en el dormitorio Parque Chas-Agronomía. Cuando llegan los loros habladores al dormitorio de Parque Chas se asientan sobre las ramas más altas de los Plátanos.



Figura 3. Loro Hablador en hueco de árbol en Parque Sarmiento, Ciudad de Buenos Aires, 5 septiembre de 2017, podría corresponder a un nido activo. Foto: H. Aguilar.

nido activo (Fig. 3). En la plaza Doctor Alfredo Nobel, próxima al dormitorio activo, se registró un ejemplar que realizó un reclamo insistente y seguía a otros loros, similar al comportamiento de ejemplares juveniles que se observa en otras especies de psitácidos de la zona. Registramos un comportamiento similar en el Barrio Rawson, cerca del dormitorio activo.

Sitios de alimentación en el área metropolitana

Registramos 12 sitios de alimentación en el radio de 20 km de distancia del dormitorio de Parque Chas-Agronomía en los que observamos al Loro Hablador entre 2018 y 2022 (Fig. 4).

Para la plataforma Ecoregistros la mayor cantidad de registros de Loro Hablador en Argentina correspondió al Parque 3 de Febrero en la Ciudad Autónoma de Buenos Aires, con más de 100 registros. Cuando ordenamos los registros de Loro Hablador derivados de la plataforma eBird correspondientes a observaciones diurnas dentro del radio de 20 km desde el dormitorio de Parque Chas-Agronomía para el período 2018-2022 observamos concentraciones de registros en y alrededor de espacios verdes (Tabla 1).

Las observaciones indicaron que estos psitácidos pasan las horas de luz alimentándose en grupos pequeños, generalmente de dos a ocho individuos que se mantienen cercanos entre sí. Los espacios donde

se concentraron registros tienen en común la diversidad de especies arbóreas nativas y exóticas, donde se posaron y obtuvieron su comida. Estos son parques y plazas urbanas (como el Parque Avellaneda o los Bosques de Palermo), reservas naturales (como la Reserva Ecológica Costanera Sur, Reserva Ecológica Ciudad Universitaria Costanera Norte, Reserva Vicente López) y espacios silvestres sin formalización (como los bosques costeros de Vicente López).

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

El Área Metropolitana de Buenos Aires es ocupada por una población de Loro Hablador fuera de su rango de distribución natural. En la Ciudad Autónoma de Buenos Aires esta especie utilizó dormitorios dominados por árboles de Plátano, una especie no nativa caducifolia. Lo mismo se ha registrado para Tordos Renegridos en el uso de dormitorios conformados por Plátanos en las provincias de San Juan y La Pampa (Feare & Zaccagnini 1993). En Buenos Aires este árbol suele recibir una poda de formación con una frecuencia de entre 5 y 20 años, de diferente intensidad. La copa resultante tiene largas ramas, erguidas, flexibles y resistentes. Estos resultados se diferencian de lo observado por Fernandes Seixas & Mourão (2018) en humedales de Brasil, donde el Loro Hablador utilizó parches aislados de vegetación arbórea compuesta de árboles frondosos con poca o ninguna pérdida de

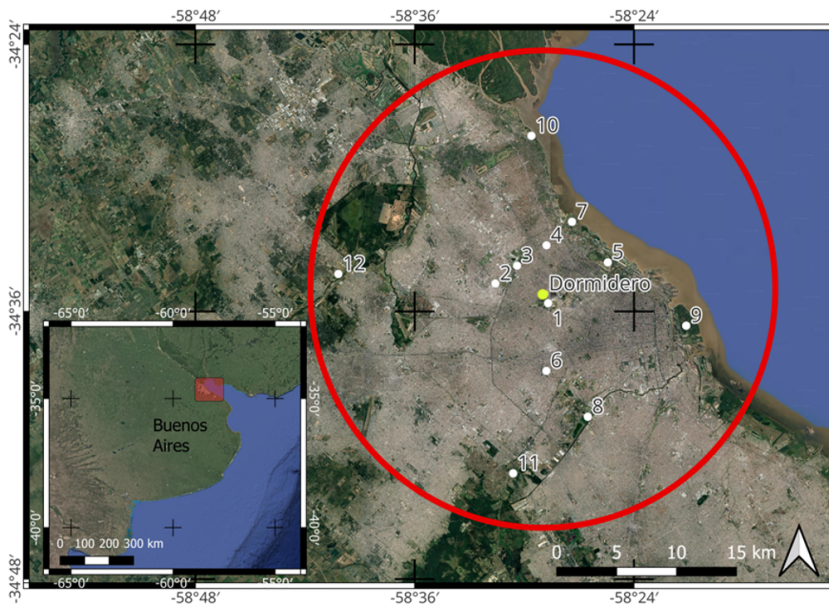


Figura 4. Ubicación del dormitorio de Parque Chas-Agronomía (punto amarillo) y los 12 sitios en un radio de 20 km de distancia (círculo rojo) en los que se registró la presencia del Loro Hablador entre 2018 y 2022 (puntos blancos): (1) Facultad de Agronomía y Ciencias Veterinarias; (2) UNSAM campus Miguelete; (3) Parque General Paz; (4) Parque Saavedra; (5) Parque 3 de Febrero; (6) Parque Avellaneda; (7) Parque Norte; (8) Reserva Ecológica Lago Lugano; (9) Reserva Ecológica Costanera Sur; (10) Parque Natural Municipal Ribera Norte; (11) Piletas Namuncurá; (12) Reserva Natural El Corredor.

Tabla 1. Espacios verdes dentro de un radio de 20 km de distancia del dormitorio de Parque Chas-Agronomía que contaron con registros del Loro Hablador. Se indica la superficie, la distancia al dormitorio y la cantidad de listas con registro de Loro Hablador entre 2018 y 2022.

Espacios verdes	Superficie (ha)	Distancia al dormitorio (km)	Cantidad de listas
Facultad de Agronomía y Ciencias Veterinarias	272	0.4-1.7	75
UNSAM – Campus Miguelete	28.2	3.0	2
Parques General Paz, Padre Carlos Mugica y Pioneros de la Antártida Argentina, Parque Sarmiento, Tecnópolis	224	2.9-3.7	63
Parque Saavedra	13	4.0	35
Parque 3 de Febrero	370	5.5 – 6.6	167
Parque Avellaneda	55	6.4	44
Corredor Parque Norte a Proyecto Reserva Natural Yrigoyen	153.8	6.4-8.3	183
Reserva Ecológica Lago Lugano, Cauce Viejo	520	10.6-12.9	20
Reserva Ecológica Costanera Sur	360	11.2	18
Parque Natural Municipal Ribera Norte	16	12.6	3
Piletas Namuncurá	58	16.0	1
Reserva Natural El Corredor	8	17.3	6

hojas. En un área urbana de la provincia de Mendoza, Tallei & Benavidez (2022) han reportado la selección de otra especie del género *Platanus* (*Platanus hispanica*) como dormitorio por parte de Palomas Manchadas (*Patagioenas maculosa*), Torcazas (*Zenaida auriculata*), Cotorras, Torcacita Picui (*Columbina picui*) y Gorriones (*Passer domesticus*). Estas especies también seleccionaron como dormitorios ejemplares de otras especies vegetales exóticas como Olmos (*Ulmus sp.*) y Mora (Tallei & Benavidez 2022).

Los dormitorios que observamos en este trabajo se caracterizaron por ser sitios urbanos. En la calle Tamborini observamos el uso del dormitorio al menos entre 2015 y 2016, y el de Parque Chas desde 2018 hasta por lo menos 2022. En ambos casos, el dormitorio funcionó sobre arbolado de vía pública. Hay otros lugares forestados dentro del área metropolitana de la ciudad como la Reserva Ecológica Costanera Sur o la Reserva Ecológica Ciudad Universitaria Costanera Norte, pero no encontramos allí registros de dormitorios. No han sido detectados otros dormitorios y en las plataformas participativas no fueron declarados otros más allá de los mencionados en este trabajo.

Si la Ciudad de Buenos Aires fue el epicentro de la comercialización del Loro Hablador en la década de 1980 o comienzos de 1990, es posible pensar que esta población de loros habladores esté compuesta

mayormente por individuos extraídos de su distribución natural y liberados en esa ciudad. Podrían explicar el mantenimiento de esta población fuera de su rango de distribución natural durante 35 años la longevidad de los individuos de esta especie (Young et al. 2012), su capacidad de adaptarse y nidificar en especies arbóreas introducidas (Carrara et al. 2007) y la disponibilidad de diversas especies arbóreas en los espacios verdes de la ciudad que le sirven de alimento (Martens et al. 2013, Montaldo 2015).

Esta población cuenta con registros en las plataformas eBird y Ecoregistros en distintas zonas del Área Metropolitana de Buenos Aires. Si bien la frecuencia de observación de loros habladores es típicamente mayor en la Ciudad de Buenos Aires, es probable que esté relacionado a un mayor número de observadores y salidas de observación de aves. Los sitios de alimentación que registramos en este trabajo se ubicaron a una distancia de entre 0.4 y 17 km del dormitorio activo Agronomía-Parque Chas (Tabla 1). No se observaron indicios de una asociación entre la cantidad de registros y la distancia del sitio de alimentación al dormitorio. Sin embargo, la Reserva Ecológica Costanera Sur, que puede considerarse uno de los sitios de observación de aves más importantes, solo cuenta con 18 listas con el Loro Hablador para el período entre 2018 y 2022. La presencia del Loro Hablador podría

estar relacionada con el tipo de alimento que encuentra en Parque 3 de Febrero, Parque Avellaneda y en el corredor norte de Reserva Ecológica Ciudad Universitaria Costanera Norte, Parque de los Niños, Parque de la Memoria y Área Natural Yrigoyen. La información recopilada en este trabajo sugiere que los individuos se alimentan en grupos pequeños en espacios verdes del Área Metropolitana de Buenos Aires mientras que, al atardecer, regresan al dormitorio.

El dormitorio de loros habladores puede constituir un recurso novedoso para la práctica de la observación de aves. Como parte de un programa de ecoturismo urbano, el dormitorio de loros habladores de Buenos Aires podría definirse como recurso turístico e incluirse en circuitos (Haene et al. 2022). Estas visitas pueden estar acompañadas por guías entrenados tanto para la observación de aves como para concientizar sobre cómo prevenir el posible contagio de enfermedades transmitidas por las aves (por ejemplo, evitar el contacto con ejemplares caídos de los dormitorios o con sus heces). Incluir al dormitorio de loros habladores dentro de un recorrido turístico podría también fomentar la educación ambiental respecto a la situación de esta especie y así disminuir la presión de captura de pichones para su venta como mascotas, como fue propuesto por Fernández-Juricic et al. (1998).

Actividades similares se han postulado para los loros barranqueros que duermen en grandes grupos en la ciudad de Bahía Blanca (Speake 2015). Visitas guiadas, salidas de observación de aves, concursos fotográficos y programas de educación ambiental podrían poner en valor la especie que persiste fuera de su rango de distribución natural en la cual se encuentra amenazada. Un monitoreo permanente de la ubicación de ejemplares aportaría mayor información sobre la biología y la sanidad de la especie, y, de estar accesible esta información en tiempo real en la red, permitiría sumar interés o curiosidad en los vecinos de Buenos Aires.

Los gobiernos locales deben velar por la conservación de la biodiversidad de sus territorios y considerar a las especies no nativas, en particular las invasoras, como amenazas ambientales. El Loro Hablador, es una especie amenazada en su rango de distribución natural por la destrucción de ambientes nativos, pero en Buenos Aires es una especie no nativa, que por el momento no ha sido reportada como invasora. Esta situación presenta cierta singularidad, dado que otras poblaciones de loros habladores naturalizados fuera de su distribución natural se encuentran en países sin hábitats originarios de la especie, como los de América del Norte y Europa. A su vez, la naturalización de loros

introducidos en ciudades resulta un fenómeno llamativo. En Argentina el Loro Hablador es en gran medida el representante más emblemático de los psitácidos. En este contexto estimamos que esta población de loros habladores podría ser factible de una puesta en valor de parte de organismos oficiales y ser objeto de estudio y conservación por entidades científicas.

Sería oportuno esclarecer si la población de loros habladores en Buenos Aires funciona como una sola gran población que utiliza el dormitorio Parque Chas-Agronomía y se dispersa en horas del día en un número limitado de espacios verdes (islas de vegetación), o se ha segregado en distintos dormitorios que aún se desconocen. En el futuro también sería oportuno investigar si los ejemplares que utilizan el dormitorio estudiado se desplazan para alimentarse más de los 20 km considerados en este trabajo y hasta qué distancia pueden llegar a desplazarse. En áreas urbanas estudiar los patrones de dispersión entre dormitorios y zonas de alimentación presenta menos dificultades que en áreas silvestres, por lo que conocer esta dinámica en un área urbana podría facilitar la construcción de hipótesis para trabajos en ambientes naturales.

Por otra parte, es notable la escasez de datos de nidificación. Esto podría deberse a limitaciones de esta especie para reproducirse en el área de estudio. Si bien se han realizado estudios sobre la reproducción de esta especie en ambientes naturales (Fernandes Seixas 2009, Berkunsky et al. 2017b) y en el noreste de la provincia de Buenos Aires (Ibañez et al. 2014), conocer más sobre la reproducción fuera de su rango de distribución natural podría aportar información que permita diseñar estrategias de conservación para el Loro Hablador. A pesar de que en este trabajo no hemos podido obtener registros confirmados de reproducción en los alrededores del dormitorio, hemos realizado observaciones que podrían servir como punto de partida para futuras investigaciones destinadas a localizar potenciales nidos.

AGRADECIMIENTOS

A Astrid Wessels, Natasha Cacchi, Sabrina Ferraris, Andrés González y Marcelo Casado por la colaboración durante los relevamientos. A Diego Carús y, nuevamente a Astrid Wessels por aportar datos de sus observaciones realizadas en el barrio de Palermo. A Igor Berkunsky y Álvaro González Calderón por los comentarios y sugerencias realizados sobre las primeras versiones del artículo. A Horacio Aguilar por facilitar fotos e información.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- Berkunsky I (2010) *Ecología reproductiva del Loro Hablador (Amazona aestiva) en el Chaco argentino*. Tesis doctoral en Ciencias Naturales: Universidad Nacional de La Plata
- Berkunsky I, Reboreda JC (2009) Nest-site fidelity and cavity reoccupation by Blue-fronted Parrots *Amazona aestiva* in the dry Chaco of Argentina. *Ibis* 151:145-150. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1474-919X.2008.00896.x>
- Berkunsky I, Quillfeldt P, Brightsmith DJ, Abbud MC, Aguilar JMRE, Alemán-Zelaya U, Aramburú RM, Arce Arias A, et al. (2017a) Current threats faced by Neotropical parrot populations. *Biological Conservation*, 214:278-287, ISSN 0006-3207, <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.08.016>
- Berkunsky I, Ruggera R, Aramburú RM, Reboreda JC (2012) Principales amenazas para la conservación del Loro Hablador (*Amazona aestiva*) para la región del Impenetrable, Argentina. *Hornero* 27:39-49. http://www.scielo.org.ar/scielo.php?pid=S0073-34072012000100005&script=sci_abstract
- Berkunsky IL, Segura N, Ruggera RA, Faegre SIK, Trofino-Falasco C, López F, Velasco MA, Kacolis FP, Aramburú RM, Reboreda JC (2017b) Reproductive parameters of the Turquoise-fronted Parrot (*Amazona aestiva*) in the dry Chaco forest. *Avian Conservation and Ecology* 12:6. <https://doi.org/10.5751/ACE-01071-120206>
- Bernat-Ponce E, Gil-Delgado JA, López-Iborra GM (2022) Efectos de las características de las ciudades occidentales contemporáneas sobre la avifauna urbana. *Ecosistemas* 31:2158. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2158>
- BirdLife International (2023) Species factsheet: *Amazona aestiva*. Downloaded from <http://datazone.birdlife.org/species/factsheet/turquoise-fronted-amazon-amazona-aestiva> on 07/11/2023
- Canavelli S, Aramburú R, Zaccagnini ME (2012) Aspectos a considerar para disminuir los conflictos originados por los daños de la Cotorra (*Myopsitta monachus*) en cultivos agrícolas. *El Hornero* 27:89-101. <http://www.scielo.org.ar/pdf/hornero/v27n1/v27n1a09.pdf>
- Carrara L, Faria L, do Amaral FQ, Rodrigues M (2007) Dormitórios do papagaio-verdadeiro *Amazona aestiva* e do papagaio-galego *Salvatoria xanthops* em plantio comercial de eucalipto. *Revista Brasileira de Ornitologia* 15:135-138. http://www.revbrasilornitol.com.br/BJO/article/download/2817/pdf_461
- Chediak A (1991) Etoecología de la alimentación del Loro Hablador (*Amazona aestiva*) durante el período no reproductivo en Burruyacu, Tucumán. San Miguel de Tucumán: Universidad Nacional de Tucumán
- Clarke RV, de By RA (2013) Poaching, habitat loss and the decline of Neotropical parrots: a comparative spatial analysis. *Journal of Experimental Criminology* 9:333-353. <http://dx.doi.org/10.1007/s11292-013-9177-0>
- eBird (2023) eBird: An online database of bird distribution and abundance (web application). eBird, Cornell Lab of Ornithology, Ithaca (URL: <http://www.ebird.org>). Ficha de la especie: *Amazona aestiva*
- Feare CJ, Zaccagnini ME (1993) Éxodo de dormideros por los Tordos Renegridos (*Molothrus bonariensis*). *El Hornero* 13:292-293 https://bibliotecadigital.exactas.uba.ar/collection/hornero/document/hornero_v013_n04_p29
- Fernandes Seixas GHF (2009) Ecologia alimentar, abundância em dormitórios e sucesso reproductivo do papagaio-verdadeiro (*Amazona aestiva*) (Linnaeus, 1758) (Aves: Psittacidae), em um mosaico de ambientes no Pantanal de Miranda, Mato Grosso do Sul, Brasil. Available: <https://repositorio.ufms.br/bitstream/123456789/576/1/GluciaHelenaFernandesSeixas.pdf>
- Fernandes Seixas GHF, Mourão G (2018) Communal roosts of the Blue-fronted Amazons (*Amazona aestiva*) in a large tropical wetland: Are they of different types? *PLoS ONE* 13: e0204824f. doi: 10.1371/journal.pone.0204824. PMID: 30332447
- Fernández-Juricic E, Alvarez EV, Martella MB (1998) Estado actual de la Amazonia frente azul en la frontera sur de su área de distribución. *Ardeola* 45:77-82. <https://www.ardeola.org/es/volumenes/451/articulos/77-82/>
- Girini JM, Palacio FX, del Huerto MC, Kuzmanich N (2014) Selección de dormideros por el Estornino Pinto (*Sturnus vulgaris*) en La Plata, Buenos Aires, Argentina. *El Hornero* 29: 23-28. http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0073-34072014000100003
- Haene E, Castro C, Carús D, Borsellino L, Cuba N (2022) Ecoturismo urbano en la Ciudad Autónoma de Buenos Aires. Enlazando biocorredores, conservación del patrimonio y turismo. *Responsabilidad Social de las Universidades* 9:15-48. <https://www.rlcu.org.ar/recursos/RSU-IX-2022.pdf>
- Ibáñez LM, Girini JM, Facundo XP, Montalti D (2014) Nidificación y alimentación de Psittácidos introducidos en el noreste de la Provincia de Buenos Aires, Argentina. *El Hornero* 29:13-22. http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0073-34072014000100002
- Ibáñez H, Grisolia MJ (2019) Reformulando estrategias para el control del tráfico ilegal del Loro Hablador en Argentina. *Biodiversidad Neotropical* (1° Serie) 2:1-4. <https://www.fundacionazara.org.ar/img/biodiversidad-neotropical/biodiversidad-neotropical-002-ok.pdf>
- Juárez M, Marateo G, Grilli P, Pagano L, Rumi M, Silva Croome M (2012) Historia natural de *Ara militaris*. Estado del conocimiento y nuevos aportes sobre la historia natural del Guacamayo verde (*Ara militaris*). *El Hornero* 27:5-16. http://www.scielo.org.ar/scielo.php?pid=S0073-34072012000100002&script=sci_abstract

- Lera D, Cozzani N, Canale A, Tella JL, Zalba S (2022) Variaciones interanuales y cambios estacionales en la abundancia de una población urbana de loro barranquero (*Cyanoliseus patagonus*) en el sudoeste bonaerense. *El Hornero* 37:173-181. <https://el-hornero.avesargentinas.org.ar/index.php/home/article/view/408>
- Mabb KT (1997) Roosting behaviour of naturalized parrots in the San Gabriel Valley, California. *Western Birds* 28:202-208. <https://sora.unm.edu/sites/default/files/journals/wb/v28n04/p0202-p0208.pdf>
- Martens J, Hoppe D, Woog F (2013) Diet and feeding behaviour of naturalised Amazon Parrots in an European city. *Ardea* 101:71-76. <https://doi.org/10.5253/078.101.0111>
- MAyDS, AA (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable y Aves Argentina) (2017) Categorización de las Aves de la Argentina año: 2015. Buenos Aires: Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación y de Aves Argentinas. <https://avesargentinas.org.ar/sites/default/files/Categorizacion-de-aves-de-la-Argentina.pdf>
- Montaldo NH (2015) ¿Qué comen los loros y cotorras en la Ciudad de Buenos Aires?. *Revista Aves Argentinas, Naturaleza y Conservación* 42:22-23. <https://drive.google.com/file/d/0B2uW1RsQDu9SU3owc2NQVv5WWms/view?resourcekey=0-BUFDwIT6GP-16L0jyNCUUA>
- Mori E, Grandi G, Menchetti M, Tella JL, Jackson HA, Reino L, van Kleunen A, Figueira R, Ancillotto L (2017) Worldwide distribution of non-native Amazon parrots and temporal trends of their global trade. *Animal Biodiversity and Conservation* 40:49-62. <https://doi.org/10.32800/abc.2017.40.0049>
- Murgui E, Valentín A (2003) Relación entre las características del paisaje urbano y la comunidad de aves introducidas en la ciudad de Valencia (España). *Ardeola* 50:201-214. <https://www.ardeola.org/uploads/articles/docs/534.pdf>
- Narosky T, Yzurieta D (2003) *Aves de Argentina y Uruguay: guía para la identificación*. Buenos Aires: Vázquez Mazzini
- Narosky T, Yzurieta D, Matarasso H (2010) *Aves de Argentina y Uruguay: guía de identificación*. Birds of Argentina and Uruguay: a field guide. Buenos Aires: Vázquez Mazzini
- Nores M, Yzurieta D (1994) The status of Argentine parrots. *Bird Conservation International* 4:313-328. <https://www.cambridge.org/core/journals/bird-conservation-international/article/status-of-argentine-parrots/AF0B190C2F26CAD-9C79663B0D09C2788>
- Pires SF (2012) The illegal parrot trade: a literature review. *Global Crime* 13:176-190. <http://dx.doi.org/10.1080/17440572.2012.700180>
- Scheffer M, Cremaschi L, Montalti D, Grilli P (2015) Los loros exóticos del Parque Provincial Pereyra Iraola y comentarios sobre su presencia en la Ribera Platense. *Nuestras Aves* 60:3-8. <https://nuestrasaves.avesargentinas.org.ar/index.php/home/article/view/247>
- Schuck F, Somenzari M, Lugarini C, Soares ES (eds) (2011) *Plano de ação nacional para a conservação dos papagaios da Mata Atlântica*. Série espécies ameaçadas 20. Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. https://www.researchgate.net/publication/274139757_PLANO_DE_ACAO_NACIONAL_PARA_A_CONSERVACAO_DOS_PAPAGAIOS_DA_MATA_ATLANTICA
- Speake MA (2015) *Turismo ornitológico en Bahía Blanca. Caso de estudio: colonias urbanas de loros barranqueros (Cyanoliseus patagonus)*. Tesina de Licenciatura en Turismo, Universidad Nacional Del Sur, Bahía Blanca. <https://repositoriodigital.uns.edu.ar/handle/123456789/3295>
- Symes CT, Perrin MR (2003) Daily flight activity and flocking behaviour patterns of the Greyheaded Parrot *Poicephalus fuscicollis suahelicus* Reichenow 1898 in Northern Province, South Africa. *Tropical Zoology* 16:47-62. <https://www.tandfonline.com/doi/epdf/10.1080/03946975.2003.10531183?needAccess=true>
- Tallei E, Benavidez A (2022) Mortalidad de aves en dormideros comunales a causa de una tormenta severa en la ciudad de Tulumaya, Argentina. *El Hornero* 37:147-158. <https://elhornero.avesargentinas.org.ar/index.php/home/article/view/401>
- Tella J, Canale A, Carrete M, Petracci P, Zalba SM (2014) Anthropogenic nesting sites allow urban breeding in burrowing parrots *Cyanoliseus patagonus*. *Ardeola* 61:311-321. <https://bioone.org/journals/ardeola/volume-61/issue-2#Articles>
- Young AM, Hobson EA, Lackey LB, Wright TF (2012) Survival on the ark: life-history trends in captive parrots. *Animal Conservation* 15:28-43. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2011.00477.x>



ORNITHOLIMNOLOGICAL STUDY IN THE RELONCAVÍ SOUND, NORTHERN PATAGONIA, CHILE

Estudio ornitolimnológico en el Seno de Reloncaví, Patagonia Norte, Chile

Jaime R. Rau^{1*}, Norka Fuentes², Jorge Gallardo^{1,3**}, Catalina Ríos-Henríquez^{2***}, Danae Garrido³ & Dante Lobos-Ovalle⁴

¹Laboratorio de Ecología, Departamento de Ciencias Biológicas y Biodiversidad, Universidad de Los Lagos, Casilla 933, Campus Osorno, Osorno, Chile <https://orcid.org/0000-0003-0444-578X>

²Laboratorio de Limnología, Departamento de Acuicultura y Recursos Agroalimentarios, Universidad de Los Lagos, Casilla 933, Campus Osorno, Osorno, Chile <https://orcid.org/0000-0001-5853-6033> (NF); <https://orcid.org/0000-0002-1988-5780> (CRH)

³ONG Alerce Andino, Carretera Austral km. 8, Piedra Azul, Chile

⁴Fundación Parque Katalapi, Pichiquillaípe, Puerto Montt, Chile

**Present address: Escuela de Medicina Veterinaria, Facultad de Medicina y Ciencias de la Salud, Universidad Mayor, Sede Temuco, Casilla 929, Temuco, Chile

***Present address: Department of Ecology and Ecosystem Modelling, University of Potsdam, Potsdam, Germany

*jrau@ulagos.cl

ABSTRACT: In this work, an ornitholimnological approach was used to determine the structure of bird assemblages in wetlands of Northern Chilean Patagonia. A greater richness of species was obtained for those wetlands with a greater perimeter (a proxy of the water mirror) and enhanced environmental conditions. Bird counts were made bimonthly, from May to November 2021 and in the winter of that year, nutrients (e.g., nitrogen and phosphorous) at the two largest wetlands as well as physicochemical parameters (e.g., dissolved oxygen) were determined. When compared with other studies carried out in Chile, a high bird species richness was observed (>70), especially during the counts carried out during high tide. The perimeter of the wetlands was positively related to the abundance of individuals. Wetlands located in the extremes of the study area, with smaller surfaces and irregular shapes exhibited lower abundances and species richness. The opposite occurred with the two largest wetlands, despite them having high loads of nitrogenous and phosphorous nutrients. Further research is needed to explain the importance of other covariables at the landscape level.

KEYWORDS: *bird species richness, nutrients, Patagonia, physicochemical parameters, shape index*

RESUMEN: En este trabajo se emplea una aproximación ornitolimnológica para determinar la estructura de los ensambles de aves en humedales de la Patagonia norte de Chile. Se encontró una mayor riqueza de especies para aquellos humedales de mayor perímetro (un "proxy" del espejo de agua) y mejor condición ambiental. Las contabilizaciones de aves se efectuaron bimensualmente desde mayo a noviembre de 2021 y en el invierno del mismo año se determinaron los nutrientes (e.g., nitrógeno, fósforo) y parámetros físico-químicos (e.g., oxígeno disuelto) de dos de los humedales más grandes. Se encontró una alta riqueza de especies de aves (>70), en comparación con otros estudios realizados en Chile, especialmente durante los conteos efectuados en pleamar. El perímetro de los humedales se relacionó positivamente con la abundancia de individuos. Los humedales situados en los extremos del área de estudio, de menor superficie y formas irregulares, presentaron una menor abundancia de individuos y riqueza de especies. Lo contrario ocurrió con los dos humedales más grandes, a pesar de presentar altas cargas de nutrientes nitrogenados y fosforados. Se necesita más investigación para explicar la importancia de otras variables a nivel de paisaje.

PALABRAS CLAVE: *índice de forma, nutrientes, parámetros físico-químicos, Patagonia, riqueza de especies de aves*

The annual biological cycle of birds is linked mainly to periods of reproduction, molting and migration (Martínez 1993). Migratory shorebirds are important agents of coastal wetlands (Cursach et al. 2022). The coast of southern Chile, from Puerto Montt south (northern Patagonia) is characterized by an extensive geographical area of estuaries, channels, islands, and inland seas (Silva et al. 1997) along which coastal wetlands are major feature. Wetlands ecosystems are recognized internationally for their size, diversity, biogeographic importance, and the wide range of environmental goods and services that they provide (Hirai-shi & Harada 2003; Dahdouh-Guebas et al. 2005). Waterfowl are one of the most charismatic components of the fauna that inhabits wetlands. These ecosystems provide important ecological functions including shelter, food, and nesting areas (Martínez 1993).

The richness and abundance of the waterfowl that inhabit a wetland depends on various factors such as the size and heterogeneity of the site, and the structure of the vegetation (Blanco & Canevari 1995). Waterfowl are rarely evenly distributed within the wetland, but species richness and abundance of individuals are associated with the local environmental characteristics. Such environmental characteristics depend on the productivity of the ecosystem, as well as the organic and inorganic nutrients transported by rivers. For example, an increase in anthropogenic activity triggers significant changes in landscape and water pollution, through the discharge of nutrients (Fuentes et al. 2021, 2023), particularly nitrogen and phospho-

rous which at higher concentrations cause eutrophication which may affect the presence or distributions of species (Seitzinger et al. 2002). Thus, the ecological and environmental characterization of the rivers that flow into these coastal areas becomes important, together with the maintenance of their environmental quality (Fuentes et al. 2023). This is relevant for the conservation of their biodiversity (Fuentes et al. 2015, 2016).

We hypothesize that the greatest bird species richness will be recorded in coastal wetlands that have largest perimeters (as a proxy of the water mirror), together with better environmental conditions. The present work combines ecological and limnological approaches (i.e., ornitholimnology, *sensu* Hulbert & Chang 1983, research at the population ecological level organization) to understand the structure of the avian assemblages of a wetland, along a gradient of nutrient concentrations and other physicochemical parameters. This is the first study in Chile that combines ecological and limnological approaches at the assemblage level organization.

METHODS

Study area

The study area is located in the Seno Reloncaví, northern Chilean Patagonia (see descriptions in Cursach and Delgado 2021, Cursach et al. 2021, 2022).

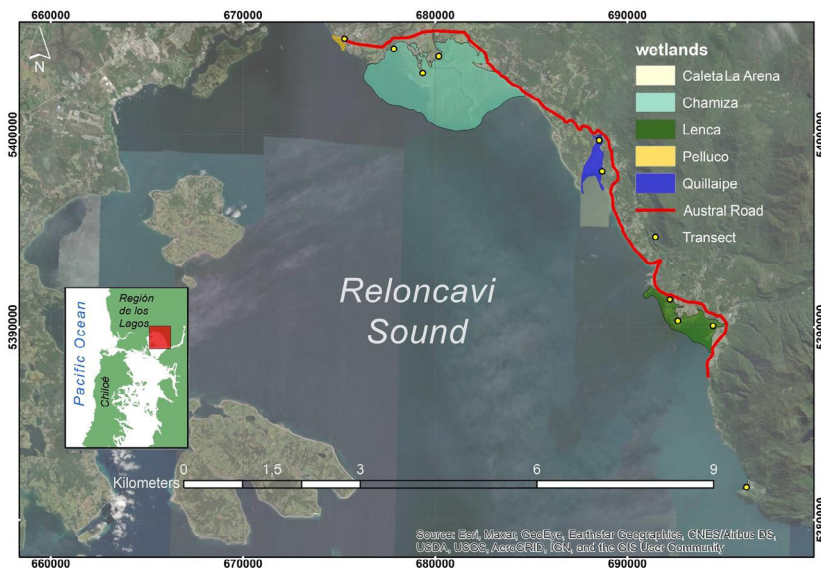


Figure 1. Location of the five wetlands in the first section of the Austral road, Reloncaví Sound, Northern Chilean Patagonia. Yellow circles show the transects used for bird records. Their number is proportional to the size of each wetland.

The coast of northern Chilean Patagonia is an extensive geographical area composed of estuaries, channels, islands, and inland seas (Silva et al. 1997). Along the northeastern coast of the Seno Reloncaví, a total of five basins and their corresponding wetlands were selected: Pelluco, Chamiza, Quillaipe, Lenca, and Caleta La Arena (Fig. 1). Given the temperate maritime climate of the region, all of these basins generate substantial flows of freshwater into the coastal environment. All the wetlands sampled are a mix of tidal estuarine and marine environments (González et al. 2003).

Pelluco (Fig. 2A), is a popular beach resort for the inhabitants of Puerto Montt, located on the eastern edge of the city; especially during the summer season. It features extensive real estate development, where much of the land cover is concrete infrastructure. Its freshwater supply comes from an estuary and storm drains that discharge onto the beach. Among the threats observed during the research period were unsupervised domestic dogs, in addition to noise pollution and other anthropogenic activities.

Chamiza (Fig. 2B), is located 10 km east of Puerto Montt, between the urban-rural sectors of Coihuin, Chamiza and Piedra Azul. It was approved by the Hemispheric Network of Shorebird Reserves “WHSRN” and the Hemispheric Council of WHSRN under the category of International Importance for hosting more than 10% of the biogeographic population of *Limosa haemastica*. Its freshwater supply comes from the Coihuin River. Among the threats observed during the research period were various types of debris, garbage derived from leisure activities during festive seasons, as well as the presence of sheep and cattle, unsupervised domestic dogs, and motor vehicles.

Quillaipe (Fig. 2C) is located 17 km east of Puerto Montt. It is influenced by a semidiurnal tide, with a range close to 4 m at spring high tide. In the intertidal zone there are two areas: a vegetated area (marsh), dominated by a hemicryptophytic perennial vascular flora (e.g., *Anagallis alternifolia* and *Puccinellia glaucescens*) (San Martín & Ramírez 2002) and an area lacking vegetation (tidal flat). The freshwater enters

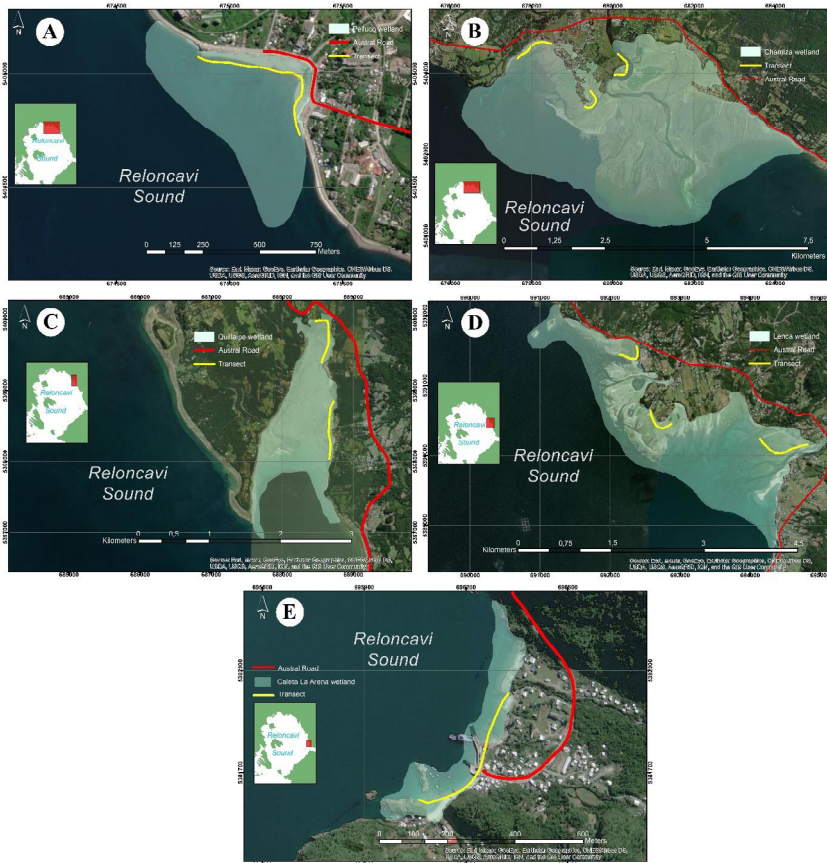


Figure 2. The five wetlands selected in this study: Pelluco (A), Chamiza (B), Lenca (C), Quillaipe (D), and Caleta La Arena (E). Yellow lines are the transects sampled.

the wetland from a number of small streams around its northern end. Among the threats observed during the research period were the presence of sheep, cattle, domestic dogs without supervision and mussel farming (M. Lee, pers. comm.).

Lenca (Fig. 2D) is located 33 km east of Puerto Montt, this area comprises an estuarine system with salt marshes. There have been significant salt water incursions into the coastal areas at Lenca, due to the subsidence of land caused by the earthquake of May 1960 (San Martín & Ramírez 2002). Freshwater enters the wetland from the Lenca and Chaicas rivers. Among the threats observed during the research period were the presence of sheep, cattle, and domestic dogs without supervision, and motor vehicles.

Caleta La Arena (Fig. 2E) is a ferry port with regular sailings throughout the day across the Reloncaví fjord on the route connecting Puerto Montt and Hornopirén, with frequency increasing during the summer season. The freshwater enters the wetland from a small stream at the northern end. After Pelluco, it is one of the most anthropogenically impacted wetlands.

Wetland shape

In order to relate the shape of the five wetlands with individual abundances and species richness, their surface (km²) and perimeter (km) were obtained through a satellite image from Google Earth Engine (September 19, 2021) and projected in WSG 84/ UTM 18S. The standard geometric calculations were obtained through a field calculator in QGIS (version 3.16.6). For the delimitation of the areas, the continental shelf, the tidal action zone, the flooded areas, and human buildings (houses and other constructions) were taken into account.

To quantify the shape of the wetlands, a simple perimeter index was used. Namely, the coefficient between the perimeter, km, and its area, km² (Heltzer & Jelinski 1999). This index provides high values for small wetlands, with elongated and irregular shapes. Likewise, low values for large wetlands, with compact and regular shapes (Rau & Gantz 2001). The relationship between the perimeter index and the individual abundances and species richness for each wetland was evaluated using simple parametric correlations. For this, the r 's Pearson product-moment correlation coefficient was used, using an online Statistical Computation Package (© Richard Lowry 1998-2023, <http://www.vassarstats.net>). A t-test for two independent samples was used with the same package to compare limnological data.

Composition, individual abundances, species richness, and diversity of bird species

Counting transects were established at the tide line of each of the wetlands described above. Zones were defined in order to not duplicate counts in the same geographic area; 3 transects were used at Lenca and Chamiza, the largest wetlands; 2 at Quillaiepe; and 1 each at Pelluco and Caleta La Arena, the smallest wetlands (Fig. 2). Each count considered movement and active search for 40 to 45 min within a visual range of 180° without limit width (modified from Gantz & Rau 1999, Vergara & Schlatter 2006); recording all the birds that the equipment allowed, using binoculars (8X42), spotting scope (20-60X60 mm) and manual counters. Bird counts were carried out bi-monthly (May 2021, July 2021, September 2021, and November 2021) in order to characterize the contrast between the austral winter and summer seasons. In the southern hemisphere the warm seasons are characterized by the beginning of reproduction and the presence of migratory birds. The counts were carried out by one experienced observer per transect, helped by standard Chilean ornithological guides (e.g., Couve et al. 2016), webpages (e.g., <http://www.avesdechile.cl>) and several technical articles of the outreach magazine "La Chiricoca" (<http://www.lachiricoca.cl>). The observations were also carried out in two synchronous batches, first the wetlands: Lenca, Quillaiepe and Chamiza, and second: La Arena and Pelluco, without replicates (Gallardo & Rau 2019). Each counting day we consider one record at high tide (HT) and another at low tide (LT), using the same transect on both occasions. This allowed the influence of tidal cycles on the individual abundances and species richness to be evaluated, since increases at low tide are expected due to the entry of individuals and species from neighboring agroecosystems (Cursach et al. 2010).

Bird assemblage structure

The structure of the bird assemblages was assessed on the basis of the following ecological indices (Brower et al. 1990): species richness (S), Shannon's diversity (H'), Simpson's dominance (λ), and Pielou's evenness index (J'). Shannon's diversity index was calculated using natural logarithms (\log_e). This is a measurement of the degree of uncertainty associated with the random selection of an individual in the assemblage (Pla 2006).

Ecological similarity-distance indices

To evaluate how similar the bird assemblages between the studied wetlands were, we used the quali-

tative coefficient (i.e., presence-absence of species) of Jaccard, Cj (Krebs 1989). This index is based on a scale that goes from 0 or 0% (total dissimilarity) to 1 or 100% (total similarity) and weights the differences between assemblages more than their similarities (Krebs 1989). Ecological similarity dendrograms were constructed with the quantitative Bray-Curtis index (Brower et al. 1990). Nonmetric multidimensional scaling analyzes (NMDS) were also performed to relate tidal cycles with the Jaccard similarity index and the Bray-Curtis indexes (Clarke 1993). The NMDS 's plots maximized the rank-order correlation between the distance measures and the distance in the ordination space. "Stress" of these plots was considered a measure of the mismatch between the two types of distances. Values <0.2 give a potentially useful two-dimensional image.

Analyses of nutrients and physicochemical parameters

In order to determine the concentration of the contributions of nutrient inputs from coastal rivers

to the studied wetlands during the winter of 2021 (July, September, and November), water samples were obtained from the Chamiza and Lenca wetlands and their respective Chamiza and Lenca rivers. Following Saldías et al. (2016) three equidistant monitoring points were established in the dispersion plume of the coastal river in the wetland zone and one monitoring point in the estuarine zone of the river. From each station, water samples were collected with a Niskin-type hydrographic bottle (2 L) to determine the concentration of nutrients (total nitrogen and total phosphorus, µg/L). The samples were kept cold using an ice pack until they arrived at the laboratory. Subsequently, these were sent to the Hidrolab Laboratory (<https://www.hidrolab.com>) in Santiago de Chile where the oxygen concentration (mg/L) and salinity (ppm) (three replicas per sample) was analyzed. A total of four sampling stations per wetland were used: three in continental waters, and one in estuarine waters.

The obtained data were analyzed using the parametric Student 's t test for two independent samples. Analyses were performed with an online Statistical Computational Package (© Richard Lowrie 1998-2023, <http://www.vassarstats.net>). In addition, we determined the trophic status of the Chamiza and Lenca wetlands. At this point, it was necessary to establish if they were wetlands with oligotrophic, mesotrophic, or eutrophic characteristics, comparing the total concentrations of nitrogen and phosphorous determined in the coastal wetlands with the threshold values proposed by Smith et al. (1999).

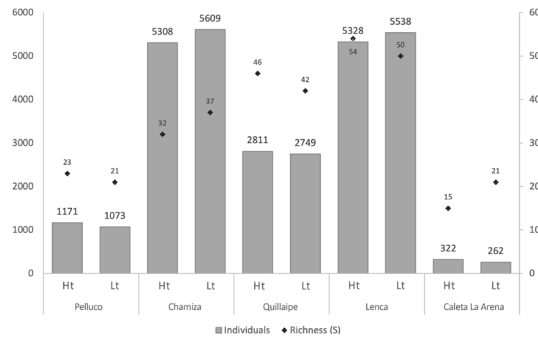


Figure 3. Number of individuals and species richness (S) by tides, high tide (HT) and low tide (LT) for 5 coastal wetlands of the first section of the southern highway (Pelluco, Chamiza, Quillaípe, Lenca, Caleta La Arena).

RESULTS

Composition, abundance, richness, and diversity of bird species

The species richness found in the four counts was 73 bird species for the first section of the Austral road (Table 1). Wetlands with the highest number of species were Lenca and Quillaípe, with 57 and 50 species, respectively, followed by the wetlands of Chamiza, with 39 species, Pelluco with 28 and Caleta La Arena with 21 species. Regarding the tidal cycles, for the five wetlands at high tide, a total of 71 species were registered and 64 species at low tide. Pelluco and Caleta La Arena had the lowest number of species at high tide (Fig. 3), with 23 and 15, respectively. Pelluco, Lenca and Caleta La Arena had a greater species richness at low tide (Fig. 3). November was the month with the highest species richness, with 59 species registered. Finally, for all wetlands except Caleta La Arena, November

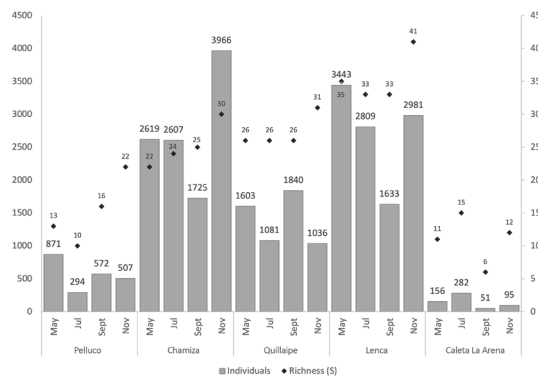


Figure 4. Number of individuals and species richness (S) by count for five coastal wetlands of the first section of the southern highway (Pelluco, Chamiza, Quillaípe, Lenca, Caleta La Arena). Months of May (May), July (Jul), September (Sept), November (Nov), of the year 2018.

was also the month with the highest species richness (Fig. 4). A total of 30 171 individuals were counted, fluctuating between 8692 in the month of May and 5821 in September; the highest count was recorded at Chamiza with 3966 individuals in November; at Lenca

and Pelluco the highest counts were recorded in May, with 3443 and 871 individuals, respectively; followed by Quillaípe with 1840 individuals in September and Caleta La Arena with 281 individuals in July (Fig. 4).

Table 1. Families (in bold), species and total bird count for five wetlands in the first section of the Austral road, Reloncaví Sound, northern Chilean Patagonia. Pelluco, Chamiza, Quillaípe, Lenca, and Caleta La Arena.

Family and species	Common Spanish name	Common English name	Pelluco	Chamiza	Quillaípe	Lenca	La Arena
Anatidae							
<i>Cygnus melancoryphus</i>	Cisne de Cuello Negro	Black-necked Swan	60	498	126	855	0
<i>Tachyeres patachonicus</i>	Quetro Volador	Flying Steamer Duck	0	0	16	16	0
<i>Tachyeres pteneres</i>	Quetro no Volador	Flightless Steamer-Duck	0	0	5	37	0
<i>Coscoroba coscoroba</i>	Coscoroba	Coscoroba Swan	0	0	0	6	0
<i>Chloephaga poliocephala</i>	Cauquén Real	Ashy-headed Goose	0	0	0	80	0
<i>Mareca sibilatrix</i>	Pato Overo	Chiloé Wigeon	0	218	96	331	0
<i>Spatula cyanoptera</i>	Pato Colorado	Cinnamon Teal	0	14	0	0	0
<i>Anas georgica</i>	Pato Maicero	Yellow-billed Pintail	0	141	33	73	0
<i>Anas flavirostris</i>	Pato Barcino	Yellow-billed Teal	0	200	68	71	0
<i>Anser anser</i>	Ganso Doméstico	Greylag Ggoose	0	0	0	4	0
Podicipedidae							
<i>Podiceps occipitalis</i>	Macacito Plateado	Silvery Grebe	2	0	0	0	0
Phoenicopteridae							
<i>Phoenicopterus chilensis</i>	Flamenco Austral	Chilean Flamingo	0	4	32	0	0
Sulidae							
<i>Sula variegata</i>	Piquero Peruano	Peruvian Booby	0	0	7	31	0
Phalacrocoracidae							
<i>Nannopterum brasilianus</i>	Biguá	Neotropic Cormorant	33	212	61	354	118
<i>Leucocarbo atriceps</i>	Cormorán Imperial	Imperial Shag	53	1	0	313	138
Pelecanidae							
<i>Pelecanus thagus</i>	Pelícano Peruano	Peruvian Pelican	5	44	13	183	10
Ardeidae							
<i>Ardea alba</i>	Garza Blanca	Great Egret	0	14	7	4	0
<i>Egretta thula</i>	Garcita Blanca	Snowy Egret	5	40	13	46	0
Threskiornithidae							
<i>Theristicus melanopis</i>	Bandurria Austral	Black-faced Ibis	8	15	39	28	1
Cathartidae							
<i>Coragyps atratus</i>	Jote de Cabeza Negra	Black Vulture	1	10	5	16	1
<i>Cathartes aura</i>	Jote de Cabeza Roja	Turkey Vulture	10	139	68	117	19
Accipitridae							
<i>Circus cinereus</i>	Gavilán Ceniciento	Cinereous Harrier	0	0	1	0	0

Family and species	Common Spanish name	Common English name	Pelluco	Chamiza	Quillaipe	Lenca	La Arena
Rallidae							
<i>Fulica armillata</i>	Gallareta Ligas Rojas	Red-gartered Coot	1	102	0	192	0
Recurvirostridae							
<i>Himantopus mexicanus</i>	Tero Real	Black-necked Stilt	0	12	0	0	0
Hematopodidae							
<i>Heamatopus palliatus</i>	Ostrero Común	American Oystercatcher	15	763	299	348	10
<i>Haematopus leucopodus</i>	Ostrero Austral	Magellanic Oystercatcher	4	216	0	0	0
<i>Heamatopus ater</i>	Ostrero Negro	Blackish Oystercatcher	0	0	4	28	4
Charadriidae							
<i>Charadrius falklandinus</i>	Chorlito de Doble Collar	Two-banded Plover	0	0	0	169	0
<i>Vanellus chilensis</i>	Tero Común	Southern Lapwing	73	304	250	113	0
<i>Zonibyx modestus</i>	Chorlo de Pecho Colorado	Rufous-chested Dotterel	76	0	176	182	0
Scolopacidae							
<i>Tringa flavipes</i>	Pitotoi Chico	Lesser Yellowlegs	0	40	33	0	0
<i>Tringa melanoleuca</i>	Pitotoi Grande	Greater Yellowlegs	0	50	38	0	0
<i>Numenius phaeopus</i>	Playero Trinador	Whimbrel	18	1051	111	484	3
<i>Limosa haemastica</i>	Bacasa de Mar	Hudsonian Godwit	0	523	531	5	0
<i>Calidris bairdii</i>	Playerito Unicolor	Baird's Sandpiper	0	20	9	53	0
Laridae							
<i>Chroicocephalus maculipennis</i>	Gaviota Capucho Café	Brown-hooded Gull	908	1686	990	2249	0
<i>Leucophaeus pipixcan</i>	Gaviota Chica	Franklin's Gull	125	1200	0	757	0
<i>Larus dominicanus</i>	Gaviota Cocinera	Kelp Gull	784	2893	2079	3010	177
<i>Sterna hirundinacea</i>	Gaviotín Sudamericano	South American Tern	0	0	0	42	0
<i>Leucophaeus modestus</i>	Gaviota Garuma	Grey Gull	0	0	0	53	0
<i>Thalasseus elegans</i>	Gaviotín Elegante	Elegant Tern	0	22	0	8	0
<i>Rynchops niger</i>	Rayador	Black Skimmer	0	3	226	113	0
Columbidae							
<i>Columba livia</i>	Paloma Doméstica	Rock Pigeon	6	0	0	0	0
Trochilidae							
<i>Sephanoides sephaniodes</i>	Picaflor Rubí	Green-backed Firecrown	0	0	13	2	1
Alcedinidae							
<i>Megaceryle torquata</i>	Martín Pescador Grande	Ringed Kingfisher	0	1	5	4	2
Picidae							
<i>Colaptes pitius</i>	Pitío	Chilean Flicker	0	0	1	0	0
Falconidae							
<i>Caracara plancus</i>	Carancho	Crested Caracara	0	0	3	3	4
<i>Milvago chimango</i>	Chimango	Chimango caracara	14	39	54	103	11

Family and species	Common Spanish name	Common English name	Pelluco	Chamiza	Quillaipe	Lenca	La Arena
Psittacidae							
<i>Enicognathus ferrugineus</i>	Cachaña	Austral Parakeet	0	0	0	70	0
<i>Enicognathus leptorhynchus</i>	Choroy	Slender-billed Parakeet	0	0	4	0	0
Rhinocryptidae							
<i>Scytalopus magellanicus</i>	Churrín Andino	Magellanic Tapaculo	0	0	2	0	0
Furnariidae							
<i>Cinclodes patagonicus</i>	Remolinera Araucana	Dark-bellied Cinclodes	9	6	34	11	21
<i>Cinclodes oustaleti</i>	Remolinera Chica	Gray-flanked Cinclodes	19	0	1	3	7
<i>Aphrastura spinicauda</i>	Rayadito	Thorn-tailed Rayadito	0	0	2	0	4
Tyrannidae							
<i>Eleania albiceps</i>	Fiofío Silbón	White-crested Elaenia	0	0	3	3	0
<i>Lessonia rufa</i>	Sobrepuesto Común	Austral Negrito	0	2	4	19	0
<i>Hymenops perspicillatus</i>	Pico de Plata	Spectacled Tyrant	0	0	2	1	0
<i>Muscisaxicola maclovianus</i>	Dormilona Cara Negra	Dark-faced Ground-Tyrant	0	12	2	15	0
<i>Pyrope pyrope</i>	Diucón		2	0	5	3	1
<i>Colorhamphus parvirostris</i>	Peutrán	Patagonian Tyrant	0	0	1	0	0
Cotingidae							
<i>Phytotoma rara</i>	Rara	Rufous-tailed Plantcutter	0	0	0	1	0
Hirundinidae							
<i>Tachycineta leucopyga</i>	Golondrina Patagónica	Chilean Swallow	3	396	79	182	33
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	Golondrina Barranquera	Blue-and-white Swallow	0	14	0	4	0
Troglodytidae							
<i>Troglodytes aedon</i>	Ratona Común	House Wren	0	0	0	5	0
Turdidae							
<i>Turdus falcklandii</i>	Zorzal Patagónico	Austral Thrush	2	0	1	3	0
Motacilidae							
<i>Anthus correndera</i>	Cachirla Común	Correndera Pipit	0	2	1	0	0
Thraupidae							
<i>Sicalis luteola</i>	Misto	Grassland yellow Finch	3	0	0	46	0
Emberizidae							
<i>Zonotrichia capensis</i>	Chingolo	Rufous-collared Sparrow	2	0	3	3	0
Icteridae							
<i>Leistes loyca</i>	Loica Común	Long-tailed Meadowlark	0	5	2	5	0
<i>Curaeus curaeus</i>	Tordo Patagónico	Austral Blackbird	0	0	0	2	4
<i>Molothrus bonariensis</i>	Tordo Renegrido	Shiny Cowbird	0	0	0	5	0
Fringillidae							
<i>Spinus barbatus</i>	Cabecita Negra Austral	Black-chinned Siskin	0	5	2	2	0
Passeridae							
<i>Passer domesticus</i>	Gorrión Común	House Sparrow	3	0	0	0	15

Considering the total counts, the species with the highest abundances during the period of observations were: Kelp Gull (*Larus dominicanus*) with 8943 individuals, Brown Hooded Gull (*Chroicocephalus maculipennis*) with 5833 individuals, and Franklin's Gull (*Leucophaeus pipixcan*) with 2082 individuals. The maximum monthly counts corresponded to Kelp Gull with 3206 individuals in May and the Brown-hooded Gull with 2186 individuals in July, both species were present in all counts; 2082 individuals of Franklin's Gull were observed in November, which was also the only month in which it was recorded (see Table 2 for other species).

With respect to species that were observed at only one wetland, at Pelluco they were: Silvery Grebe (*Podiceps occipitalis*) and Rock Pigeon (*Columba livia*); at Chamiza: Black-necked Stilt (*Himantopus mexicanus*) and Cinnamon Teal (*Spatula cyanoptera*); at Quillaiepe: Chilean Flicker (*Colaptes pitius*), Cinereous Harrier (*Circus cinereus*), Patagonian Tyrant (*Colorhamphus parvirostris*), Magellanic Tapaculo (*Scytalopus magellanicus*) and Slender-billed Parakeet (*Enicognathus leptorhynchus*); and at Lenca: Rufous-tailed Plantcutter (*Phytotoma*

rara), South American Tern (*Sterna hirundinacea*), Greylag Goose (*Anser anser*), House Wren (*Troglodytes aedon*), Shiny Cowbird (*Molothrus bonariensis*), Coscoroba Swan (*Coscoroba coscoroba*), Grey Gull (*Leucophaeus modestus*), Austral Parakeet (*Enicognathus ferrugineus*) and Ashy-headed Goose (*Chloephaga poliocephala*). The greatest species richness during the observation period was recorded at Lenca. Only at Caleta La Arena were no unique species observed.

Wetland shape

Chamiza had the largest surface and perimeter, and Caleta La Arena had the smallest surface and perimeter (Table 3). Chamiza presented the lowest perimeter index, whereas Caleta La Arena presented the highest value (Table 3). The area of the wetland was not correlated with the abundance of individuals ($r = 0.776$, $df = 3$, $P = 0.123$), though it was correlated with their perimeter ($r = 0.918$, $df = 3$, $P = 0.028$). The correlation of the abundance of individuals with the perimeter index was high and negative, though without statistical significance ($r = -0.85$, $df = 3$, $P = 0.068$). On the other hand, the area of the wetlands was not correlated with the wetland's species richness ($r = 0.154$, $df = 3$, $P = 0.805$), nor with their perimeter ($r = 0.436$, $df = 3$, $P = 0.463$). The correlation of the species richness with the perimeter index was relatively high and negative but not statistically significant ($r = -0.742$, $df = 3$, $P = 0.151$).

Bird assemblage structure

From a temporal scale, Shannon diversity remained stable between 2.18 and 2.51, as well as the dominance, with values between 0.13 and 0.21. The evenness was between 0.57 and 0.62. For the bird assemblages of each of the studied wetlands, the highest dominance occurred in Pelluco ($\lambda = 0.29$), whereas the lowest dominance was observed in Chamiza ($\lambda = 0.13$). The lowest evenness was found in Pelluco ($J' = 0.51$), whereas the highest occurred in Caleta La Arena ($J' = 0.66$). Shannon diversity remained between 2.01 and 2.59, except for Pelluco which presented the lowest value (1.69).

Similarity-distance ecological indices

The Jaccard similarity indices (Fig. 5A) showed two main divisions, from the lowest to the highest similarity. The first, at approximately 30%, separate Caleta La Arena and Pelluco, Quillaiepe, Lenca and Chamiza. At about 50% Chamiza was separated and Lenca and Quillaiepe were grouped together. An NMDS analysis (Jaccard similarity analysis index, Stress 0.01) (Fig. 6) yielded basically the same spatial arrangement: grouping of the Quillaiepe, Chamiza and Lenca, and the separation of Pelluco and Caleta La Arena.

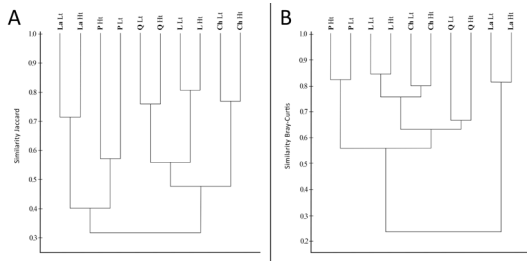


Figure 5. Dendrogram constructed with the Jaccard ecological similarity index (A) and Bray-Curtis index (B) for bird assemblages in the studied five wetlands and two tides. Wetlands of Pelluco (P), Lenca (L), Chamiza (Ch), Quillaiepe (Q), Caleta La Arena (La), high tide (Ht), low tide (LT).

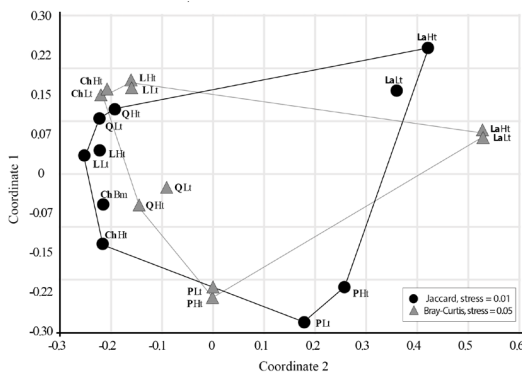


Figure 6. NMDS analysis (ecological similarity index) for assemblages by studied wetlands and tides. Wetlands of Pelluco (P), Lenca (L), Chamiza (Ch), Quillaiepe (Q), Caleta La Arena (La), high tide (HT), low tide (LT).

Table 2. The 15 most abundant species for the monthly counts of birds carried out in 2021 in the Reloncavi Sound, Chilean northern Patagonia. The counts were performed in May, austral autumn (May); July, austral winter (Jul); September, austral winter (Sept); November, austral spring (Nov). Total, number of individuals counted by species.

Species	Spanish common name	English common name	May	Jul	Sept	Nov	Total
<i>Larus dominicanus</i>	Gaviota Cocinera	Kelp Gull	3206	2263	1960	1514	8943
<i>Chroicocephalus maculipennis</i>	Gaviota Capucha Café	Brown-hooded Gull	1434	2186	1284	929	5833
<i>Leucophaeus pipixcan</i>	Gaviota Chica	Franklin's Gull	0	0	0	2082	2082
<i>Numenius phaeopus</i>	Playero Trinador	Whimbrel	200	89	241	1137	1667
<i>Cygnus melancoryphus</i>	Cisne de Cuello Negro	Black-necked Swan	254	472	324	489	1539
<i>Heamatopus palliatus</i>	Ostrero Común	American Oystercatcher	719	232	297	187	1435
<i>Limosa haemastica</i>	Becasa de Mar	Hudsonian Godwit	531	5	22	501	1059
<i>Nannopterum brasilianus</i>	Biguá	Neotropic Cormorant	194	117	182	285	778
<i>Vanellus chilensis</i>	Tero Común	Southern Lapwing	129	162	203	246	740
<i>Tachycineta leucopyga</i>	Golondrina Patagónica	Chilean Swallow	0	0	584	109	693
<i>Mareca sibilatrix</i>	Pato Overo	Chiloé Wigeon	306	27	114	198	645
<i>Leucocarbo atriceps</i>	Cormorán Imperial	Imperial Shag	183	188	78	56	505
<i>Zonibyx modestus</i>	Chorlo de Pecho Colorado	Rufous-chested Dotterel	254	170	10	0	434
<i>Coragyps aura</i>	Jote de Cabeza Negra	Turkey Vulture	201	82	40	30	353
<i>Rynchops niger</i>	Rayador	Black Skimmer	323	0	3	16	342

Table 3. Association between the perimeter index (p/A) versus abundance and richness of species found in the five wetlands studied in the Reloncavi Sound, northern Chilean Patagonia.

Wetland	Area (km ²)	Perimeter (km)	Perimeter index	Abundance of individuals	Species richness
Pelluco	0.3	2.8	8.4	871	28
Chamiza	23.2	32.8	1.4	3,966	39
Quillaipe	1.8	10.5	5.8	1,84	50
Lenca	4.2	15.5	3.7	3,443	57
Caleta La Arena	0.1	2.1	21.0	282	21

The analyses carried out with the Bray-Curtis index (Fig. 5B) showed four main divisions, from least to the most similarity between the wetlands: The first, at approximately 25%, separating Caleta La Arena from the other wetlands. The second at approximately 55%, separating Pelluco from the others. The third division separated Quillaipe at 65%. Finally, Chamiza and Lenca were grouped together with an approximate similarity of 75% for both tides (counts at high tide and low tide). The NMDS analysis (Bray-Curtis index, Stress 0.05) (Fig. 6) basically yielded the same spatial arrangement: greater distances between Caleta La Arena and Pelluco, and comparatively minor differences for Quillaipe. Finally, Lenca and Chamiza were grouped together.

Analyses of nutrients and physicochemical parameters

In the case of the nutrients analyses, the sample size was $n = 14$ and in the case of the analyses of physicochemical parameters the sample size was $n = 21$. The wetlands studied (Chamiza and Lenca) did not present statistically significant differences ($df = 6$, $P > 0.05$), neither in nutrients nor physicochemical parameters. Additionally, the concentration of total nitrogen ($1156.86 \pm 391.47 \mu\text{g/L}$) and total phosphorous ($42.14 \pm 26.70 \mu\text{g/L}$) at Chamiza and total nitrogen ($1063.36 \pm 329.45 \mu\text{g/L}$) and total phosphorous ($39.07 \pm 25.87 \mu\text{g/L}$) at Lenca were high. According to the thresholds

indicated in Smith et al. (1999) both wetlands exhibit a degraded environmental condition. Specifically, Lenca was classed as eutrophic and Chamiza as hypertrophic. However, both wetlands had high concentrations of dissolved oxygen, the highest at Lenca (10.91 ± 1.31 mg/L), where the environmental conditions are slightly better than those at Chamiza.

DISCUSSION

We were able to evaluate both ecological and limnological approaches to study the structure of bird assemblages present in five wetlands of southern Chile. In two wetlands with the largest area and perimeter (Chamiza and Lenca) we also measured their nutrients (nitrogen and phosphorous) and physicochemical parameters (dissolved oxygen and salinity), thus limiting the scope of our study. The area of wetlands in relation to their diversity of species has been shown at a global level (Cerda-Peña & Rau 2023). We found a positive association between area and total abundance of individuals per wetland, though only marginally significant. On the other hand, the abundance of individuals was positively and significantly related to the perimeter of wetlands, suggesting that also the shape of the wetlands is a variable that explains the abundance of individuals of the bird species present. Among several potential explanations, this may probably be because its perimeter is exposed and vulnerable to urbanization and exotic forest plantations (Hidalgo-Corrotea et al. 2023). A similar pattern was also described by Heltzer & Jelinski (1999), for bird assemblages associated to grasslands in North America. The associations of the abundance of individuals and species richness species with the perimeter indices were negative but not significant. Another possible reason that the perimeter was more important may be that the bird congregate at low tide along the water edge to forage and at high tide at the back of the marsh to roost. So the open spaces between the tides are less frequently used by the birds (M. Lee, pers. comm.).

When considering the five studied wetlands, a total of 73 bird species were found, with 57 (>78%) of them present at Lenca. Thirty-five species were observed at Lenca during the winter of 2007 (Cursach et al. 2010). As a comparison, Gallardo & Rau (2019) found 32 species for two continental islands inside the Reloncaví Sound. For southern Chile, the maximum number of species recorded so far is 65, recorded at the Nature Sanctuary of the Maullín River (Delgado et al. 2022), ca. 65 km west of the Reloncaví Sound.

Regarding the tidal cycles, larger wetlands presented a greater number of species at high tide, a pattern similar to that previously described by Cursach et al. (2010). Here, the increase in species from the agroecosystems that usually surround the wetlands in the

study area could be influencing the pattern. Among the 15 most abundant species recorded, three species of gulls dominated. Such species are abundant in the northern Chilean Patagonia (Cursach et al. 2022). Among them the Seagull, *Larus dominicanus*, is the main predator of eggs and chicks of the tern species *Sterna hirundinacea* present in the study area (Cursach et al. 2021). Seagulls can be considered synantropic species that use anthropogenic food sources in human modified landscapes. The available information suggests that predictable and abundant anthropogenic food subsidies, such as fishery discards, salmon feed pellets (M. Lee, pers. comm.) and urban waste, are key factors contributing to the population growth in some coastal sectors (see Yorio et al. 2016, Frixione et al. 2023). No unique bird species were found at the smallest wetland. On the other hand, Lenca presented nine unique species, which represented more than 15% of its total species richness. This is an estuarine wetland with halophytic vegetation (San Martín & Ramírez 2002), which presents high fluctuations in its tidal cycles.

By using various complementary approaches, large and intermediate wetlands generally presented the greatest similarity and least ecological distance between them. These were relatively close to each other, with distances that varied approximately between 10 and 30 km. Conversely, the smallest wetlands located at the extreme points of the study area were the most differentiated and were distant from each other, at distances that varied approximately between 5 and 50 km. In a previous work carried out in the study area, Cursach & Rau (2008) found that human disturbances caused a decline in the diversity of bird species; likewise, an increase in the abundance of generalist omnivorous birds was observed.

Eutrophication indicators (Smith et al. 1999) suggest that both types of wetlands presented disturbed environmental conditions. This is linked to anthropogenic activities that are carried out *in situ* at the wetlands (Hidalgo-Corrotea et al. 2023), as well as the pollutants that are transported from the rivers that flow into them (Fuentes et al. 2023). However, the higher concentration of oxygen favored the presence of a greater species richness in Lenca wetland. This situation has been also found in lacustrine aquatic systems (Basaula et al. 2021). Chamiza and Lenca have an important conservation value for migratory shorebirds (Cursach et al. 2021), but currently the urbanization of their rivers favors the contamination of their waters by solid and liquid household waste. The Lenca basin is much less developed compared to Chamiza. The Chamiza valley is full of parcels with imperfect ditches and dairy farms, while the two rivers that discharge into Lenca come from the National Park Alerce Andino (M. Lee, pers. comm.).

In conclusion, our data show that the perimeter

of the wetlands (a substitute of the water mirror) tend to be positively associated to a greater abundance of birds. Likewise, the environmental condition of one of the wetlands (higher concentration of dissolved oxygen) also resulted in greater species richness. Although, two of the wetlands also presented eutrophy (Lenca) and hypertrophy (Chamiza) in relation to the load of nitrogenous and phosphorous nutrients. Floristic composition could be another factor; Ramírez et al. (2023) have shown that floristic similarity is very low in southern Chile's wetlands. For example, only in Quillaípe were halophyte marshes and camephytes (whose replacement buds are found on stems at ground level) abundant. Also, it must be considered the impact of aquaculture on coastal waters adjacent to flatlands and wetlands. The cultivation of mussels that occurs between Quillaípe and Lenca can generate alterations in the quality of water and sediments in the intertidal zone. Which in turn changes the food supply for the birds (M. Lee, pers. comm.). Further research is needed to explain the importance of other covariables at the landscape level.

ACKNOWLEDGMENTS

To the Dirección de Investigación de la Universidad de Los Lagos for financing the project R02/20 "Diversidad avifaunística y de microalgas en humedales del seno de Reloncaví, relacionada a subsidios continentales". The authors also thank the following ornithologists who counted the birds: Gabriela Piriz, Nicole Gallardo, Carlos Leiva, Ernesto Wenzel, Pamela Joost, José Barriga, Nicolás Mera, Catalina Godoy, Patricio Macaya, Camila Arcos, Isabel Pereira and José Silva. Also, to Soraya Sade and Erick Espinosa for the final edition of the text and maps, respectively. To two anonymous reviewers, the editor (S. Lambertucci) and an associate editor (G. García) for their cogent review of the manuscript and patience. Finally, to Matthew Lee for his useful comments and final English edit of the manuscript.

CITED BIBLIOGRAPHY

- Basaula R, Sharma HP, Belant JL, Sapkota K (2021) Invasive water hyacinth limits globally threatened waterbird abundance and diversity at lake cluster of Pokhara valley, Nepal. *Sustainability* 13:13700. <https://doi.org/10.3390/su132413700>
- Blanco DE, Canevari P (1995) Situación actual de los chorlos y playeros migratorios de la Zona Costera Patagónica (provincias de Río Negro, Chubut y Santa Cruz). *Humedales para las Américas*. PMIZCP: Informe Técnico No. 3 (FPN-GEF-PNUD-WCS). (URL: https://patagonianatural.org.ar/wp-content/uploads/2021/04/244_IT03.pdf)
- Brower JE, Zar JH, von Ende CN (1990) *Field and laboratory methods for general ecology*. 3rd. ed. Wm. C. Brown Publishers. Dubuque, Iowa. (URL: <https://fcen.un-cuyo.edu.ar/upload/broweretal19871a-c.pdf>)
- Cerda-Peña C, Rau JR (2023) The importance of wetland habitat area for waterbird species-richness. *Ibis* 165:739-752. <https://doi.org/10.1111/ibi.13205>
- Clarke KR (1993) Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian journal of Ecology* 18:117-143. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x>
- Couve E, CF Vidal, J Ruiz (2016) *Aves de Chile. Sus islas oceánicas y Península Antártica. Una guía de campo ilustrada*. FS Editorial, Punta Arenas. <https://far-southexp.com/aves-de-chile-sus-islas-oceanicas-y-peninsula-antartica/>
- Cursach JA, Delgado C (2021) Estado del conocimiento y amenazas del humedal marino de Chamiza (41°S), sur de Chile. *Anales del Instituto de la Patagonia* 49:5. <http://doi.org/10.22352/AIP202149005>
- Cursach JA, Rau JR (2008) Influencia de las perturbaciones humanas sobre la diversidad del ensamble de aves costeras en el seno de Reloncaví, sur de Chile. *Boletín Chileno de Ornitología* 14:92-97. <https://aveschile.cl/wp-content/uploads/2019/03/pdf/03-1.pdf>
- Cursach JA, Rau JR, Tobar CN (2010) Aves en un humedal marino del sur de Chile. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 45:441-450. <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-19572010000300009>
- Cursach JA, Vilugrón J, Rau JR (2021) Nidificación del gaviotín sudamericano (*Sterna hirundinacea*) en islas Caicura (41°S), seno de Reloncaví, sur de Chile. *Anales del Instituto de la Patagonia* 49:6. <http://doi.org/10.22352/AIP202149006>
- Cursach JA, Vilugrón J, Rau JR, Tobar C, Oyarzún C (2022) Islas Caicura (41° S): sitio importante para la reproducción de aves y mamíferos marinos del seno de Reloncaví, sur de Chile. *Anales del Instituto de la Patagonia* 50:1-13. <http://dx.doi.org/10.22352/aip202250003>
- Dahdouh-Guebas F, Jayatissa LP, Di Nitto D, Bosire JO, Lo Seen D, Koedam N (2005) How effective were mangroves as a defence against the recent tsunami?. *Current Biology* 15:443-447. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2005.06.008>
- Delgado C, Espinosa L, Pfeifer A, Cárdenas-Véjar J, Cursach JA (2022) Humedales costeros del río Maullín: uno de los lugares con mayor diversidad de aves acuáticas en Chile. *Anales del Instituto de la Patagonia* 50:1-16. <http://dx.doi.org/10.22352/aip202250001>
- Frixione MG, Lisnizer N, Yorio P (2023) Year-round use of anthropogenic food sources in human modified landscapes by adult and young Kelp Gulls. *Food Webs* 35:e00274. <https://doi.org/10.1016/j.foweb.2023.e00274>
- Fuentes N, Núñez D, Ríos C (2015) Ríos del AMCP-MU LML. Pp. 29-39 en: Vilugrón J, Rau J, Cursach J, Abarzúa J and Tobar C (eds.). Área Marina Costera Protegida de Múltiples Usos Lafken Mapu Lahual. *Guía de aves y mamíferos*. <https://repositorioambiental.mma.gob.cl/wp-content/uploads/2019/10/Libro-A%CC%81rea-costera-1.pdf>

- Fuentes N, Núñez D, Ríos C (2016) Criterios para la conservación de áreas marinas costeras protegidas. Pp. 77-87 en: *La Quinta Ola del Progreso de la Humanidad*. Universidad Agraria del Ecuador (ISSN 2477-9229). Ecuador
- Fuentes N, Ríos-Henríquez C, Arriagada A (2023) Importance of terrestrial subsidies for microalgal assemblages in insular ecosystems of southern Chile. *Estuaries and Coasts* 46:1777-1791. <https://doi.org/10.1007/s12237-023-01238-2>
- Fuentes N, Ríos-Henríquez C, Díaz PA (2021) Hydroclimatic drivers associated with an unusual bloom of *Microcystis aeruginosa* and increase of CyanoHABs in a deep oligotrophic lake. *Journal of Plankton Research* 44:68-72. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbab079>
- Gallardo J, Rau JR (2019) Diversidad de aves en las islas Tenglo y Maillen, seno de Reloncaví, Puerto Montt, sur de Chile. *Revista Chilena de Ornitología* 25: 77-80. (URL: <https://aveschile.cl/wp-content/uploads/2019/12/Gallardo-y-Rau-Aves-Tenglo-y-Maillen.pdf>)
- Gantz A, Rau J (1999) Relación entre el tamaño mínimo de fragmentos boscosos y su riqueza de especies de aves en el sur de Chile. *Anales del Museo de Historia Natural de Valparaíso* 24: 85-90
- Heltzer CJ, Jelinski DE (1999) The relative importance of patch area and perimeter-area ratio to grassland breeding birds. *Ecological Applications* 9:1448-1458. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1999\)009\[1448:TRIOPA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1999)009[1448:TRIOPA]2.0.CO;2)
- Hidalgo-Corrotea CH, Alaniz AJ, Vergara PM, Moreira-Arce D, Carvajal MA, Pacheco-Cancino P, Espinosa A (2023) High vulnerability of coastal wetlands in Chile at multiple scales derived from climate change, urbanization, and exotic forest plantations. *Science of the Total Environment* 903:166130. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166130>
- Hiraishi T, Harada K (2003) Greenbelt tsunami prevention in South Pacific region. *Report of the Port and Airport Research Institute* 42: 1-23. https://www.researchgate.net/publication/238077579_Greenbelt_Tsunami_Prevention_in_South-Pacific_Region
- Hulbert SH, Chang CY (1983) Ornitholimnology: effects of grazing by the Andean flamingo (*Phoenicoparrus andinus*). *Proceedings of the National Academy of Sciences (USA)* 80:4766-4769. <https://doi.org/10.1073/pnas.80.15.4766>
- Krebs CJ (1989) *Ecological methodology*. 2nd. Ed. Addison-Wesley Educational Publishers Inc. New Jersey, USA
- Martínez MM (1993) Las Aves y la limnología. Pp: 127-142 en: Boltovskoy A, López HL (Eds.): *Conferencias de Limnología*. Instituto de Limnología "Dr. R.A. Ringuelet". La Plata. (URL: <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/51427>)
- Pla L (2006) Biodiversidad: Inferencia basada en el índice de Shannon y la riqueza. *Interciencia* 31:583-590. (URL: https://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0378-18442006000800008)
- Ramírez C, Pérez Y, Montaña A, San Martín C, Vidal O, Valenzuela J, Fariña JM, Álvarez M (2023) Humedales costeros en mares interiores de Isla Grande de Chiloé y Golfo de Reloncaví, Región de Los Lagos, Chile: comparación de flora, vegetación y degradación antrópica. *Anales del Instituto de la Patagonia* 51:1-23. <https://doi.org/10.22352/AIP202351001>
- Rau J, Gantz A (2001) Fragmentación del bosque nativo del sur de Chile: efectos del área y la forma sobre la biodiversidad de aves. *Boletín de la Sociedad de Biología de Concepción* (Chile), 72:109-119. (URL: https://bolsocepc.cl/pdfs/v72_2001/14-RauyGantz.pdf)
- Saldías GS, Largier JL, Mendes R, Pérez-Santos I, Vargas CA, Sobarzo M (2016) Satellite-measured interannual variability of turbid river plumes off central-southern Chile: Spatial patterns and the influence of climate variability. *Progress in Oceanography* 146:212-222. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2016.07.007>
- San Martín C, Ramírez C (2002) Sinecología de una marisma en el seno de Reloncaví (Llanquihue, X Región, Chile). *Revista Geográfica de Valparaíso* 33:307-319
- Seitzinger SP, Kroeze C, Bouwman AF, Caraco N, Dentener F, Styles RV (2002) Global patterns of dissolved inorganic and particulate Nitrogen inputs to coastal systems: recent conditions and future projections. *Estuaries* 25:640-655. (URL: http://www.prism.washington.edu/lc/CLOCEAN582B/seitzinger_global_n.pdf)
- Silva N, Calvete C, Sievers HA (1997) Características oceanográficas físicas y químicas de canales australes chilenos entre Puerto Montt y laguna San Rafael (Crucero CIMAR-Fiordo 1). *Ciencia y Tecnología Marina* (Chile) 20:23-106. https://www.researchgate.net/publication/285218011_Caracteristicas_oceanograficas_fisicas_y_quimicas_de_canales_australes_chilenos_entre_el_golfo_de_Penas_y_el_estrecho_de_Magallanes_Crucero_Cimar_Fiordo_2
- Smith VH, Tilman GD, Nekola JC (1999) Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution* 100:179-196. <https://doi.org/10.1016/S0269-7491%2899%2900091-3>
- Vergara PM, Schlatter RP (2006) Aggregate retention in two Tierra del Fuego *Nothofagus* forests: short-term effects on bird abundance. *Forest Ecology and Management* 225:213-224. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.12.053>
- Yorio P, Branco JO, Lenzi JO, Luna-Jorquera G, Zavala C (2016) Distribution and trends in kelp gull (*Larus dominicanus*) coastal breeding populations in South America. *Waterbirds* 39:114-135. <https://doi.org/10.1675/063.039.sp103>





OVERVIEW AND UPDATE OF BIRD RECORDS FROM THE TROPICAL ANDES: IMBABURA PROVINCE, ECUADOR

Actualización de los registros de aves en la provincia de Imbabura, ubicada en los Andes tropicales de Ecuador

Sabina Caula^{1*}

¹Unión Venezolana de Ornitólogos, Boulevard de Sabana Grande, Caracas, Venezuela. Current address : Universidad Internacional de La Rioja, Logroño, España

*sabinacaula@gmail.com <https://orcid.org/0000-0002-4666-1176>

ABSTRACT: Historically, bird lists have constituted a powerful instrument for developing effective legal conservation measures. I present a list of birds from Imbabura Province, which is part of the Tropical Andes, the world's most biologically diverse area. Although Imbabura has been established as a UNESCO Global Geopark and 35% of its surface is protected, the province also has an extensive history of landscape fragmentation and habitat degradation that dates back to pre-Columbian times. I looked through and selected records from the GBIF database (1818–2022). This database considers any biodiversity information sources, from museum specimens, the records of eBird birdwatchers to georeferences of smartphone photos shared by naturalists. I also examined the Google Scholar database and thesis digital repositories, searching for references with records of Imbabura birds. I extracted the geographic coordinates of more recent bird sighting sites (2018–2020), and I uploaded them into a geographic information system overlaid with a land use cover layer. I used 4 classes for land use: (1) URB, anthropic zone; (2) AGR, agricultural land; (3) NAT, both forest as shrubby and herbaceous vegetation; and (4) AQU, water bodies. I estimated each species' occurrence in each landscape. The results are an inventory of 753 bird species recorded in Imbabura, with 146 species categorized under some level of threat. Due to the high number of bird species observed at Imbabura, 45% of the Ecuador birds, public policies, and civil awareness are necessary to engage in conservation actions and other activities supporting the maintenance of this biodiversity. This study underscores the importance of citizen science and free database platforms for research.

KEYWORDS: *avifauna, birds, conservation, global geopark, hotspot, mining, tropical Andes*

RESUMEN: Las listas de aves han sido instrumentos poderosos para desarrollar medidas efectivas de conservación. En este trabajo se presenta una lista de aves de la provincia de Imbabura, que forma parte de los Andes Tropicales, la zona con la mayor diversidad biológica del mundo. A pesar de que Imbabura ha sido reconocida como Geoparque Mundial de la UNESCO y el 35% de su superficie está protegida, la localidad también cuenta con una extensa historia de fragmentación del paisaje y degradación del hábitat que se remonta a la época precolombina. Se seleccionaron los registros de aves para Imbabura, en GBIF (1818–2022). También se examinó Google Scholar y los repositorios digitales de tesis, buscando referencias con registros de aves de la provincia. Los sitios de avistamiento de aves más recientes (2018–2020), se cargaron en un sistema de información geográfica y se vincularon a una capa de cobertura de uso del suelo. Se usaron 4 categorías: (1) URB, zona antrópica; (2) AGR, tierra agrícola; (3) NAT, tanto bosque como vegetación arbustiva y herbácea; y (4) AQU, cuerpos de agua. Se calculó la ocurrencia de cada especie en cada tipo de paisaje. Los resultados son un inventario de 753 especies registradas en Imbabura, con 146 en alguna categoría de amenaza. Debido a la gran cantidad de aves en esta provincia, las cuales representan el 45% de las especies registradas en Ecuador, es fundamental implementar políticas públicas en apoyo a la conservación de esta biodiversidad. Este estudio resalta la relevancia de la ciencia ciudadana y las plataformas de bases de datos gratuitas como herramientas de apoyo a la investigación.

PALABRAS CLAVE: *Andes tropicales, aves, avifauna, conservación, geoparque mundial, hotspot, minería*

The Tropical Andes run from the far north of Chile and Argentina, through Bolivia, Peru, Ecuador, Colombia, and Venezuela and include over 1.5 million km² between 11° N and 30° S with elevation ranging from approximately 500 to over 6000 masl (Bax & Francesconi 2019, Pronaturaleza 2021). This vast region has variable climates, intricate geography, and complex geology enabling the evolution of multiple habitats and extraordinary biological diversity. The tropical Andes is the world's most biologically diverse area and tops the worldwide hotspots for species diversity and endemism (CEPF 2015). Because of this, the region is considered a key priority for biodiversity conservation (C.I. 2005, Mittermeier et al. 2011, Ramírez-Villegas et al. 2014).

Birds are the most diverse vertebrates in this hotspot, with about 2000 species, or 18% of all bird species globally (Pronaturaleza 2021). Bird richness is higher in the Tropical Andes than in any other hotspot worldwide with a third of these species being endemic (Fjeldså et al. 2012, Herzog & Kattan 2012, Pronaturaleza 2021). Despite their ecological value, the Tropical Andes has lost a large percentage of its original habitat and is considered significantly threatened by the large-scale anthropogenically driven transformation and the impacts of climate change (Mittermeier et al. 2011).

Imbabura Province is located in the North of the Andes or "Sierra" in Ecuador (Fig. 1). In 2019, the Province was established as UNESCO Global Geopark because of its fascinating geology, including 11 volcanic complexes, 27 lakes, numerous waterfalls, geological faults, archaeological remains, and an enormous cultural heritage (Hart-Robertson n.d., Prefectura de Imbabura 2019). Approximately 35% of the Province's surface area is protected areas with high bird species richness and are home to some of Ecuador's endangered species (García & Mena 2021). However, the Province also has had an extensive history of landscape fragmentation and habitat degradation that dates back to pre-Columbian times.

The region has been inhabited by sedentary people at least since 2100 B.C., first, by Angos and Imbas for several centuries, and more recently by the Karanki, Otavalo, and Natabuela people (Benítez et al. 2016). The Incas, the Spanish and Afro-Ecuadorian slaves arrived later (Benítez et al. 2016). Historically economic activity in the "Sierra" has included extensive agriculture and livestock (Camacho 2013), and the Imbabura economy continues to be based on these land uses, with more recent additions including the craft textile and leather industries, and tourist services (INE 2010)

Recently, exploratory mining concessions increased from roughly 3% to more than 13% of Ecuador's continental land area (Roy et al. 2018). These activities affect the natural environment through road construction, deforestation, and the sedimentation and contamination of water bodies (Sonter et al. 2017). Unfortunately, most of these concessions are located in the highly biodiverse Andean montane and cloud forests and overlap strongly with International Bird and Biodiversity Areas (Roy et al. 2018). At Imbabura, some forest reserves as "Bosques Protectores", were included in authorized exploratory mining concessions (Vandegrift et al. 2017, Roy et al. 2018). These are buffer areas for Cotacachi-Cayapas National Park, which would be severely affected by surrounding mining exploitation.

Historically bird lists have constituted a simple but powerful instrument for translating scientific information, and conservation needs into effective legal measures (Casado 2013). However, there is no official bird list for Imbabura province. My aim in this work is to compile an updated list of bird species of Imbabura province and provide a preliminary indication of the occurrence of these species in four types of environments: urbanized zones, agricultural land, natural or undisturbed zones, and water bodies.

METHODS

Study Area

Imbabura Province is located between 00°07' and 00°52' N, and 77°48' and 79°12' W encompasses 4587 km² and contains an estimated human population in 2020 of 476 257 (INE 2010) (Fig.1). The region's topography ranges from 200 to 4939 masl with a wide variety of climates including dry and semi-humid mesothermal, humid mega thermal, and high mountain tropical climates with average temperatures that vary between 0°C and 22.9°C and annual rainfall varying between 310 mm and 3598 mm per year (Kreft & Jetz 2007, Instituto Geográfico Militar 2023).

Imbabura has 13 ecosystems that can be grouped into 5 large categories: Páramo, Andean evergreen forests (high montane, montane and premontane), Chocó evergreen forest, dry and semi-arid valleys and wetlands (MAE 2017, García & Mena 2021). Parts of these ecosystems are protected by portions of two national parks: Cotacachi-Cayapas (established in 1968, 260 961 ha) to the west and the Cayambe-Coca (established in 1970, 408 284 ha) to the east in the Pro-

vince. The Cotacachi-Cayapas National Park extends from the top of the volcano Cotacachi at 4939 masl, through Páramo and high Andean forests (Imbabura Province) to the humid forest of Chocó in the lowlands at 50 masl (Esmeraldas Province). Cayambe-Coca National Park extends from the snowy peak of Cayambe volcano at 5790 masl (Imbabura and Pichincha Provinces) to the Amazon forest at 600 masl (Napo y Sucumbíos Provinces) (MAATE 2023).

In addition to these two national parks, the province has a Wildlife Refuge at Pimampiro (established in 2023, 3690.15 ha) and several conservation areas that do not depend on the administration of the State including Decentralized Autonomous Governments Conservation Areas (e.g. Taita Imbabura, established in 2021) as well as community and private reserves (MAATE 2023). The Municipal Reserves Intag Toisán (126 967 ha), located between the Intag River valley and the Toisán Mountain, is an area of cloud forest of high biodiversity (García & Mena 2021). Although a good part of the area has been granted to mining companies by the State, the Court of Imbabura approved a protection action in favor of their preservation because of the imminent threat of these activities (Corte Provincial De Justicia De Imbabura Juicio No. 10332202100937 23).

The Province has 18 reserves of forest classed as “Bosques Protectores” with Los Cedros (6400 ha) (Constitutional Protection Action No. 10332-2018-00640, 2018) and Zuleta (4770 ha) being the largest ones. The first is a private property reserve in the Chocó bioregion, adjacent to Cotacachi-Cayapas National Park and the second is both a private and community reserve which has been allowed to recover the native vegetation of the Páramo and Andean cloud forest (MAATE 2023).

The Cotacachi-Cayapa National Park, Los Cedros Forest Reserve, and Intag Toisán Municipal Reserve are part of a network of sites essential for the conservation of populations of globally threatened and restricted-range bird species (Freile & Santander 2005). The establishment of all these protected areas and the IBAs are indications of the importance of the biodiversity of the Province.

Data analysis

I reviewed and extracted all records of bird species from the Global Biodiversity Information Facility (GBIF) database for Imbabura Province from June 1818 to March 2022 (Table 1). GBIF considers all biodiversity information sources from museum spe-

cimens collected in the Eighteenth and Nineteenth centuries, the records of amateurs and professionals in eBird databases (from 1972 to 2022) to georeferences of smartphone photos shared by amateur naturalists (GBIF.org, 2022). I removed observation records identified only to family or genus and errors based on identifying species by distribution. Also, incomplete and questionable records, such as vague locations or those out of the province. Likewise, records with questionable numbers of individuals, i.e., samples where every species recorded, invariably had 2 or 3 individuals or records with a suspiciously unusual large number for a particular species. To complete the bird list, I reviewed the Google Scholar database (Martín-Martín et al. 2019) and digital repositories of Ecuadorian theses searching for literature reporting bird records in Imbabura Province. I employed the following keywords to perform this search: Imbabura birds, Imbabura Avifauna, Aviturismo Imbabura, and Birds Tourism Imbabura. Taxonomic changes, and distribution extensions, either altitudinal or latitudinal, within an Ecuadorian context, were compared with those reported by the Bioweb database (Freile & Poveda 2019), Freile & Restall (2018), AVIBASE database system (Lepage et al. 2014), McMullan & Navarrete (2013) and Comité Ecuatoriano de Registros Ornitológicos (CERO, Freile et al. 2022). All taxonomy was revised to follow the January 2024 taxonomy of the South American Checklist Committee of the American Ornithologists Union (SACC, Remsen et al. 2022). Freile & Restall (2018) and McMullan & Navarrete (2013) were used to classify bird species' migration. Imbabura's threat level of bird species followed the red list of Ecuador's birds (Freile & Poveda 2019). After cleaning the database, I maintained 77 656 records of GBIF. Then, I extracted the geographic coordinates of every location of bird sightings and compiled those repeated in the identical GPS coordinate, to obtain 2453 geographically located sites of bird sightings (Table 1). The database from GBIF associates a geographic location for each record of a bird without information about whether the record comes from a stationary checklist or with displacement. Nevertheless, eBird rules and best practices recommended lists are brief duration and short distances (i.e., less than 3 h and 8 km, eBird 2020) and starting new lists when crossing to a different habitat or visiting a new spot. I took each GBIF database location as a sample site.

The geographic coordinates of the most recent sites (2018-2022) of bird sightings of eBird (887, Table 1) were uploaded to a geographic information

system (QGIS 3.16). I selected bird records from 2018-2021 because those years correspond to the current land use classification. However, these geographic coordinates of bird sightings are not georeferenced or corrected, thus this method was used as a preliminary approach. I overlaid these locations to a land use cover layer elaborated by the Ecuador Ministry of Environment, Water and Ecological Transition (<http://ide.ambiente.gob.ec:8080/mapainteractivo/>, updated 2020, 1:100 000), using the Spatial Join method. This method allows the matching of records based on their relative spatial locations to a specific type of area. The land use cover layer from the Ecuador Ministry of Environment has six classes defined: forests, shru-

bby and herbaceous vegetation, agricultural land, water bodies (natural and artificial), anthropic zone, and others (areas without vegetation and glaciers). I carried out a 4 km buffer radius around each sample site to calculate approximately the percentage of the Province surface covered with bird records. In this work, I used 4 land use classes: (1) AGR, agricultural land (2) AQU, water bodies (3) URB, anthropic zone and (4) NAT, both forest as shrubby and herbaceous vegetation. No sighting sites were located in the category of other (areas without vegetation and glaciers).

I calculated the total occurrence and occurrence in each landscape of bird species seen in the 887 eBird sightings geographic locations of most recent

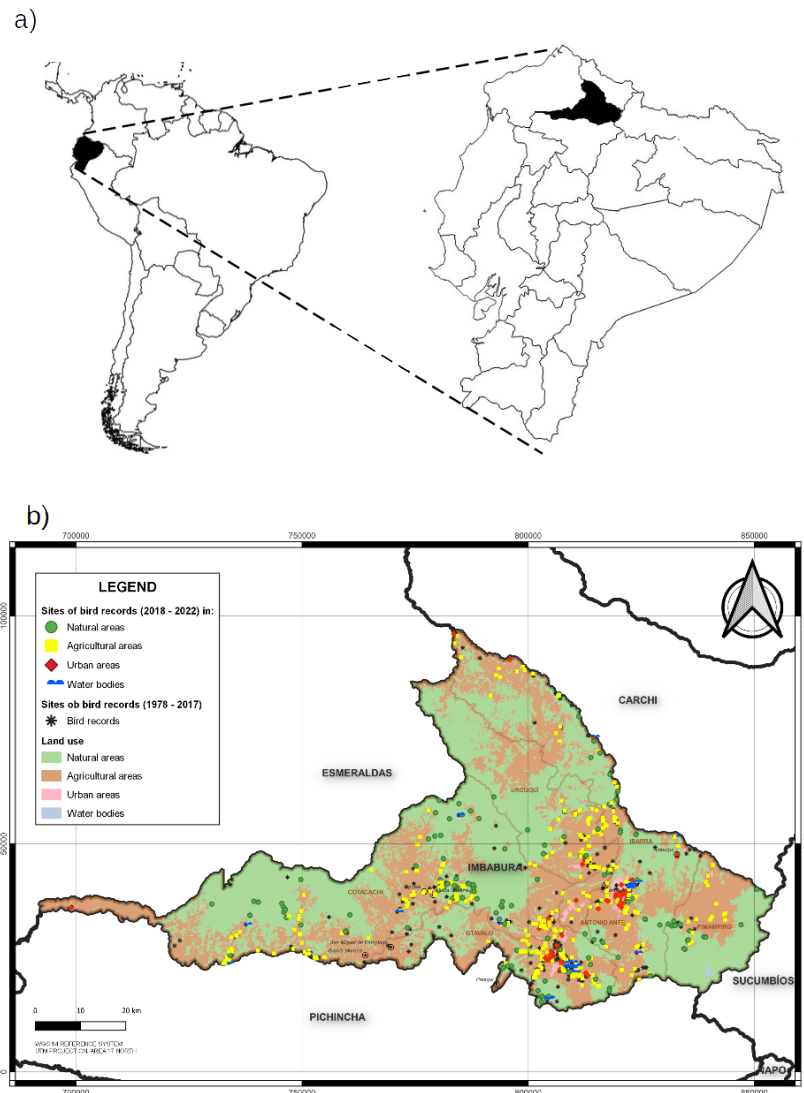


Figure 1. (a) Location of Ecuador and Imbabura Province and **(b)** the geographically located sighting sites with record of bird species (2018-2022) in RED: urban zone (URB), YELLOW: agricultural land (AGR), GREEN: nature zone both forest as shrubby and herbaceous vegetation (NAT), BLUE: water bodies (AQU) and BLACK: the samples sites with record of bird species (1978-2017).

Table 1. The records number of birds and geographically located sighting sites, at Imbabura Province, obtained from the Global Biodiversity Information Facility Database.

INSTITUTION	Records number	Geographically located sites	Year	
			From	To
inaturalist social network	1583	1071	1980	2022
Louisiana State University Museum of Natural History	452	5	1893	1997
Machine Learning Observation	155	13	1980	2015
The Moore Laboratory of Zoology	70	11	1818	1990
Western Foundation of Vertebrate Zoology	14	0	1987	1990
Harvard Museum of Comparative Zoology	44	8	1893	1965
Museu de Ciències Naturals de Barcelona cord	39	1	1939	1942
Natural History Museum UK ZOO	18	0	1897	1941
Rijksmuseum van Natuurlijke Histoire AVES	7	4	1897	1899
Museu de Biologia Professor Mello Leitão	7	2	1957	
Muséum National d'Histoire Naturelle	6	2	1898	1940
The Santa Barbara Museum of Natural History	6	3	1943	1946
University of Alberta Museum of Zoology	4	0	1899	
Museu Nacional do Rio de Janeiro	3	1	S/F	
American Museum of Natural History	1	1	1899	
Subtotal	2409	1116		
eBird (1972-2017)	21 701	467	1972	2017
eBird (2018-2022)	53 565	887	2018	2022
Subtotal	75 266	1339		
TOTAL	77 675	2453	1818	2022

(2018-2022) (Supplementary material Table 2). The total occurrence was defined as the number of sites where the species was recorded divided by the total number of sighting sites (887) and occurrence in each landscape (URB, AGR, NAT, AQU) was the number of sites where the species was recorded in each landscape expressed as a percentage of the total number of sites in this landscape type, e.g. Rufous-collared Sparrow (*Zonotrichia capensis*), was recorded in 81 of 98 sighting sites in urban areas, so *Z. capensis* occurrence in urban areas was $(81 / 98) * 100 = 82.7\%$. In the water bodies sighting sites (AQU) I selected only waterbirds to avoid underestimating the occurrence of these species. Then, I ranked the 100 most frequent land birds and 34 most frequent waterbird species in each landscape type. Finally, I classified the land bird species in trophic guilds following Poulin et al. (1992, 1994), Poulsen (1994), Rojas & Piragua (2000), and Rodríguez-García et al. (2016). In this work, species occurrences are not equivalent to relative abundance

and they should be taken with due caution because these bird records by birdwatchers are not systematic samples.

RESULTS

After reviewing the GIBF database, 77 675 records remained (1818-2022), of which 98.78% had geographic coordinates. In the literature review, I found 75 publications (1974-2021) and 52 undergraduate and Master's theses (1988-2001) that listed species from Imbabura. These came from the Universidad Técnica del Norte (26), Universidad Central del Ecuador (13), Universidad San Francisco de Quito (4), Pontificia Universidad Católica de Ecuador (5), Universidad Internacional de Ecuador (1), Universidad de la Laguna, Tenerife, España (1), Universidad de California at Davis (1), and Escuela de Postgrado del Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza de Costa Rica (1). Some of the theses had records of European,

Table 2. The number of landbirds and waterbirds recorded at Imbabura Province with conservation and migration status.

	Landbirds	Waterbirds	TOTAL
Species recorded GBFI	656	64	720
References	22	11	33
TOTAL	678	75	753
Migration Status			
Resident	641	41	682
North migrant	32	32	64
South migrant	3	2	5
Introduced	2	0	2
TOTAL	678	75	753
Conservation Status			
Extinct	1	2	3
Critically endangered	4	1	5
Endangered	21	1	22
Vulnerable	40	1	41
Near threatened	69	6	75
Subtotal	135	11	146
Least concern	525	50	575
Not evaluate	18	14	32
TOTAL	678	75	753

African, Asian, and South American species whose distribution does not include Ecuador. Therefore, I carefully selected the information that was useful for this study from these works.

Throughout the review of the GIBF database and literature, I obtained a list of 753 bird species recorded in Imbabura. Among these, 75 are waterbirds and 52 have been sporadically recorded or vagrants (Supplementary material: Table 1 and Table 2). The land bird families with the greatest species were Thraupidae (93), Tyrannidae (87), Trochilidae (70), Furnariidae (42) and Accipitridae (31), whereas the most waterbird species belong to the families Scolopacidae (19), Anatidae (13), Ardeidae (12), and Rallidae (8). Only two introduced species are listed: the House Sparrow (*Passer domesticus*) and the Rock Dove (*Columba livia*). Thirty-two landbirds and 32 waterbirds are Boreal migrants, while 3 landbirds and 2 waterbird species are Austral migrants (McMullan & Navarrete 2013, Freile & Restall 2018). One hundred and forty-six species have been categorized under some level of threat for the country according to the red list of the birds of Ecuador (Freile & Poveda 2019) and appear in the

following categories: 2 local extinct Cinnamon Teal (*Spatula cyanoptera*) and American Coot (*Fulica americana*), 1 possibly local extinct Yellow-eared Parrot (*Ognorhynchus icterotis*) and 5 critically endangered: Black-breasted Puffleg (*Eriocnemis nigrivestis*), Black-and-chestnut Eagle (*Spizaetus isidori*), Great Green Macaw (*Ara ambiguus*) and Subtropical Doradito (*Pseudocolopteryx acutipennis*), and Southern Pochard (*Netta erythrophthalma*); 22 endangered, 41 vulnerable and 75 near threatened (Freile & Poveda 2019) (Table 2, Table 3 and Supplementary material: Table 1).

A 4 km buffer around the geographic coordinates of the most recent sites of bird sightings (2018-2022) results in a sampled area of approximately 3165.88 km² which covers 66% of the total surface of Imbabura (4791.32 km², Fig. 1). Among these 887 most recent sighting sites (2018-2022), 187 are located in natural areas, 508 in agricultural land, 98 in urban areas and 94 in water-bodies. Among 100 species reported most often by birdwatchers (Supplementary material: Table 2), 6 landbirds, and 4 waterbirds were seen in more than 40% of sighting sites: Rufous-collared Sparrow (*Zonotrichia capensis*), Eared Dove (*Zenaida au-*

Table 3. Bird species threatened in Imbabura Province in the following categories: Local EX: locally extinct, CR critically endangered, EN endangered, and VU vulnerable. Imbabura's threat level of bird species followed the red list of Ecuador's birds (Freile & Poveda 2019). Waterbirds highlighted in grey.

	SPECIES	STATUS		SPECIES	STATUS
1	<i>Spatula cyanoptera</i>	Local EX	5	<i>Bangsia rothschildi</i>	VU
2	<i>Fulica americana</i>	Local EX	6	<i>Campephilus gayaquilensis</i>	VU
1	<i>Ognorhynchus icterotis</i>	CR Possibly extinct	7	<i>Chaetocercus bombus</i>	VU
2	<i>Ara ambiguus</i>	CR	8	<i>Chalcostigma stanleyi</i>	VU
3	<i>Eriocnemis nigrivestis</i>	CR	9	<i>Chalybura urochrysis</i>	VU
4	<i>Netta erythrophthalma</i>	CR	10	<i>Circus cinereus</i>	VU
5	<i>Pseudocolopteryx acutipennis</i>	CR	11	<i>Cryptoleucopteryx plumbea</i>	VU
6	<i>Spizaetus isidori</i>	CR	12	<i>Cyanolyca armillata</i>	VU
1	<i>Agriornis albicauda</i>	EN	13	<i>Cyanolyca pulchra</i>	VU
2	<i>Attagis gayi</i>	EN	14	<i>Doliornis remseni</i>	VU
3	<i>Capito quinticolor</i>	EN	15	<i>Dryobates chocoensis</i>	VU
4	<i>Cephalopterus penduliger</i>	EN	16	<i>Eriocnemis derbyi</i>	VU
5	<i>Chrysuronia humboldtii</i>	EN	17	<i>Falco femoralis</i>	VU
6	<i>Cichlopsis leucogenys</i>	EN	18	<i>Grallaria alleni</i>	VU
7	<i>Conirostrum binghami</i>	EN	19	<i>Grallaria flavotincta</i>	VU
8	<i>Dacnis berlepschi</i>	EN	20	<i>Grallaria gigantea</i>	VU
9	<i>Falco deiroleucus</i>	EN	21	<i>Grallaricula lineifrons</i>	VU
10	<i>Falco peregrinus</i>	EN	22	<i>Haplophaedia lugens</i>	VU
11	<i>Geotrygon purpurata</i>	EN	23	<i>Harpia harpyja</i>	VU
12	<i>Glaucidium nubicola</i>	EN	24	<i>Hylopezus perspicillatus</i>	VU
13	<i>Leptosittaca branickii</i>	EN	25	<i>Iridosornis porphyrocephalus</i>	VU
14	<i>Micrastur plumbeus</i>	EN	26	<i>Leucopternis semiplumbeus</i>	VU
15	<i>Neomorphus radiolosus</i>	EN	27	<i>Lipaugus unirufus</i>	VU
16	<i>Oreothraupis arremonops</i>	EN	28	<i>Margarornis stellatus</i>	VU
17	<i>Penelope ortonii</i>	EN	29	<i>Odontophorus erythrops</i>	VU
18	<i>Pyroderus scutatus</i>	EN	30	<i>Odontophorus melanonotus</i>	VU
19	<i>Sarkidiornis sylvicola</i>	EN	31	<i>Ortalis erythroptera</i>	VU
20	<i>Scytalopus chocoensis</i>	EN	32	<i>Penelope purpurascens</i>	VU
21	<i>Vireo masteri</i>	EN	33	<i>Podiceps occipitalis</i>	VU
22	<i>Vultur gryphus</i>	EN	34	<i>Pyrilia pulchra</i>	VU
1	<i>Andigena hypoglauca</i>	VU	35	<i>Sclerurus guatemalensis</i>	VU
2	<i>Andigena laminirostris</i>	VU	36	<i>Setophaga cerulea</i>	VU
3	<i>Andigena nigrirostris</i>	VU	37	<i>Sipia nigricauda</i>	VU
4	<i>Attila torridus</i>	VU	38	<i>Spizaetus melanoleucus</i>	VU
			39	<i>Spizaetus tyrannus</i>	VU
			40	<i>Tephrophilus wetmorei</i>	VU
			41	<i>Xenerpestes minlosi</i>	VU

riculata), Sparkling Violetear (*Colibri coruscans*), Blue-and-white Swallow (*Pygochelidon cyanoleuca*), Golden Grosbeak (*Pheucticus chrysogaster*), Great Thrush (*Turdus fuscater*), American Coot (*Fulica ardesiaca*), Cattle Egret (*Bubulcus ibis*), Neotropic Cormorant (*Phalacrocorax brasilianus*) and Ruddy Duck (*Oxyura jamaicensis*). Seven species have been frequently recorded in urban areas: Rufous-collared Sparrow, Eared Dove, Sparkling Violetear, Least Vermillion Flycatcher (*Pyrocephalus rubinus*), Hooded Siskin (*Spinus magellanicus*), Tropical Mockingbird (*Mimus gilvus*) and Rock Dove. Thirteen species occurred at higher frequencies both in intervened areas: urban and agricultural with Blue-and-white Swallow, Golden Grosbeak and American Kestrel (*Falco sparverius*) most often represented. Thirteen species were most frequently seen in agricultural land with Black Vulture (*Coragyps atratus*), Tropical Kingbird (*Tyrannus melancholicus*) and House Wren (*Troglodytes aedon*) being recorded in more than 25% of AGR sighting sites. Thirty species were recorded with higher occurrence in both natural and agricultural land, and 28 species had lower or no records in urban landscapes and were found most often, or only, in natural areas. The most frequent species representing this case were Band-tailed Pigeon (*Patagioenas fasciata*), Masked Flowerpiercer (*Diglossa cyanea*), Crimson-mantled Woodpecker (*Colaptes rivoalii*), Yellow-breasted Brushfinch (*Atlapetes latinuchus*), Chestnut-crowned Antpitta (*Grallaria ruficapilla*), Tyrian Metaltail (*Metallura tyrianthina*) and Scarlet-bellied Mountain-Tanager (*Anisognathus igniventris*).

DISCUSSION

In this work, I provide a list of birds for Imbabura Province using the most recent taxonomy of the South American Checklist Committee of the American Ornithologists Union (SACC, Remsen et al. 2022). Imbabura province has an extraordinary bird diversity, with at least 753 bird species representing 45% of Ecuador's birds (1736 species: 1686 confirmed and 50 undocumented, Freile et al. 2022, CERO version December 2023). This bird list could constitute an instrument for developing effective legal conservation measures. Although there are bird lists of some Important Bird Areas (IBA) in the Province, such as Cotacachi-Cayapa National Park and protected forests Intag-Toisán, Los Cedros, Zuleta, and Siempre Verde, and the Bioweb virtual encyclopedia, so far, there is no official list of Imbabura birds. Thus, this first list is valuable input that will be useful for the corroboration in the field and with other experts to establish a final official list.

The tropics' steady supply of solar energy, abundant rainfall, the influence of the Chocó bioregion, and the region's diverse topography are all possible factors of this high level of biodiversity (Pronaturaleza 2021). Imbabura, like the rest of the Ecuadorian Andes, is distinguished by a large range of altitudes (200–4939 masl) within a relatively narrow area (e.g., 150 km), which generates a wide variety of microclimates and ecosystems in the region (Pronaturaleza 2021, Trew & Maclean 2021). Imbabura is recognized as the “blue” or “lakes province” due to has of 27 lake systems, along with numerous rivers and waterfalls. Despite Ecuador having 19 Ramsar sites, none of the wetlands in Imbabura Province have received international importance designation from this convention. The wetlands in Imbabura are the habitat of, at least, 40 common waterbird species, among which 17 are migratory.

Although this province has been established as UNESCO Global Geopark and approximately 35% of its surface comprises protected areas (PDOT Imbabura 2015-2035) the province also has an extensive history of landscape fragmentation and habitat degradation that dates back to pre-Columbian times (García & Mena 2021). In Ecuador, large areas of the Andes have been traditionally used for agricultural activities including extensive livestock production. Agricultural practices have eliminated native forests and have led to soil erosion. The most frequent vegetation in the Páramos, called “pajonal”, is a result of persistent burning and grazing which eliminates original vegetation composed mainly of tall shrubs and small trees: paramerous shrubs, caulescent rosettes, dwarf sclerophyllous shrubs, non-graminoid-grasses, and *Polylepis* forests (Camacho 2013, Castiblanco-Álvarez et al. 2021).

The increase in agricultural activities and the use of agrochemicals as well as, more lately, mining activities have been altering the natural ecosystems of the Province (PDOT Imbabura 2015-2035). In particular, mining has become a notable threat to the conservation of Imbabura's biodiversity, after mining concessions were granted on a high percentage of the Andean cloudy forests (Roy et al. 2018). Intervented areas are expanding at significant rates all over the world, with well-recognized adverse effects on biodiversity (Piano et al. 2020). By selecting three land uses, URB, AGR, and NAT in the Province landscape, I established a gradient of human intervention with changes in native vegetation. Usually, these conditions could also implicate increased air and soil temperatures, atmospheric and water pollution, increased noise, and light night levels (McDonnell & Hahs 2008).

The characteristics of bird species that contribute to their success in these novel conditions remain unclear (Tryjanowski et al. 2020). However, as regards trophic guilds, has been reported in several studies that omnivorous and granivorous species are favored by urbanization, carnivores, and specialized insectivores are negatively affected, while frugivores are favored, as long as, there is abundant vegetation, especially fruit-bearing plants (Lim & Sodhi 2004). Additionally, species that inhabit a diverse range of habitats demonstrate greater adaptability to changes in land use compared to those restricted to a limited number of habitat types (Sohil & Sharma 2020).

Although species occurrence records by birdwatchers are not the product of systematic sampling and do not represent the relative abundance of species, they can allow preliminary observation of adaptive responses of some birds to human intervention. I observed that (1) several species were recorded by bird watchers more often in the built-up areas, showing a possible positive response to the environmental intervention. These “urban exploiters” or human commensals, such as Rufous-collared Sparrow, Eared Dove, Sparkling Violetear, Least Vermillion Flycatcher, Tropical Mockingbird, Hooded Siskin and Rock Dove, naturally inhabit open landscapes and have a more generalist diet where they can combine grains, insects, fruits, plant material, nectar, including human scraps. Several of these species are ground foragers and benefit from the open spaces in intervened areas. (2) Various species were recorded more frequently in both urban and agricultural areas, such as Blue-and-white Swallow, Golden Grosbeak, American Kestrel, Blue-gray Tanager, Western Emerald and Scrub Tanager, which may seem to be “intervention tolerant species” but occur in highly vegetated areas and belong to different foraging guilds, mainly generalist, frugivores e insectivores. (3) Other species seems to prefer agricultural areas, such as Black Vulture, Tropical Kingbird and House Wren, which could take advantage of abundant vertebrates or invertebrates in the cultivation areas or simply prefer more open environments getting food or nesting. (4) The following group of species are “urban avoiders”, such as Azara’s Spinetail (*Synallaxis azara*), White-tipped Dove (*Lepotila verreauxi*), Slate-throated Redstart (*Myioborus miniatus*), Smoke-colored Pewee (*Contopus fumigatus*) and Flame-rumped Tanager (*Ramphocelus flammeigerus*) which are mainly insectivores, frugivorous and granivores more specialized that are more frequently seen in agriculture and natural areas. (5) The last group are “intervened environments avoiders”, such

as Band-tailed Pigeon (*Patagioenas fasciata*), Tyrian Metaltail (*Metallura tyrianthina*), Scarlet-bellied Mountain-Tanager (*Anisognathus igniventris*), Andean Guan (*Penelope montagnii*), Chestnut-crowned Antpitta (*Grallaria ruficapilla*) and Tawny Antpitta (*Grallaria quitenisis*) which are forest-woodland species, as well as specialized insectivores, nectarivorous or frugivores. This last species group seem to be more affected than generalist species of open or semi-open habitats by the advance of urbanization and agricultural frontiers.

The impact of human activity on the regions has led to the local extinction of two species Cinnamon Teal and American Coot, while the Yellow-eared Parrot, Colombia and Ecuador Andes endemics, faces potential extinction. This parrot heavily depends on wax palms (*Ceroxylon* sp.) as a critical component of its diet and nesting site. Factors such as hunting and habitat destruction, particularly the historical practice of annually cutting down wax palms for Palm Sunday, have significantly impacted its populations. Fortunately, strong conservation efforts in Colombia’s Central Andes have led to an increase in the population trend, with 2600 individuals in 2019 (Birdlife International 2020). From there, the species is still expanding its range and reoccupying historical breeding sites. Thought is potentially extinct in Ecuador, because although there have been unconfirmed reports of flocks in the Intag Valley, searches conducted in Imbabura and Carchi, the last known strongholds, were unsuccessful (Birdlife International 2020) Proposals have been made recently to conserve certain habitats to reintroduce the species in the places where it has historically been reported in the country (Jácome 2018).

Finally, the results of this study suggest that considering the high number of bird species observed at Imbabura and the possible loss of bird diversity due to the expansion of agriculture, urbanization, and mining, there is a need to reinforce public policy and civil awareness to engage in conservation actions and other activities supporting the maintenance of this biodiversity. Scientific research, publications, and high-quality thesis guided by specialized supervisors in the area are essential to help know and conserve Ecuador’s biodiversity. This study also underlines the value of citizen science and open data platforms like eBird, the International Global Biodiversity Information Facility (GBIF), Avibase, and Bioweb. These platforms allow data and collections available to a broader range of researchers, strengthening the possibilities for specimen-based research.

ACKNOWLEDGMENT

In memory of Virginia Sanz D´Angelo (1964-2024). I thank Virginia Sanz D´Angelo† (IVIC-Venezuela) and the three anonymous referees who provide valuable and detailed comments on the manuscript. Geogr. Maria Belen Mora assisted as GIS specialist. I appreciate the improvements in English usage made by Peter Lowther through the Association of Field Ornithologists' program of editorial assistance.

REFERENCES

- Bax V, Francesconi W (2019) Conservation gaps and priorities in the Tropical Andes biodiversity hotspot: Implications for the expansion of protected areas. *Journal of Environmental Management* 232:387-396. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.086>
- Benítez N, Hernández A, Gurría J, Cisneros F, Cisneros L (2016) Hechos y realidades de los pueblos kichwas de Imbabura: a partir de la historia, el territorio ancestral, la constitución e indicadores de desarrollo, en la última década. *Revista Turydes: Turismo y Desarrollo* 21. <http://www.eumed.net/rev/turydes/21/kichwas.html>
- Birdlife International (2020) Species factsheet: *Ognorhynchus icterotis*. Downloaded from <https://datazone.birdlife.org/species/factsheet/yellow-eared-parrot-ognorhynchus-icterotis>
- Camacho M (2013) Los páramos ecuatorianos: Caracterización y consideraciones para su conservación y aprovechamiento sostenible. *Anales de la Universidad Central del Ecuador* 372. <https://doi.org/10.29166/anales.v1i372.1241>
- Casado S (2013) The Importance of Being Listed: Birds, Lists and the History of Conservation. *Ardeola* 60:397-401. <https://doi.org/10.13157/arla.60.2.2013.397>
- Castiblanco-Álvarez F, Pérez-Martínez LV, Ávila-Rodríguez LA, Vargas Ríos O (2021) Plantas de páramo: formas de vida y adaptación. In book: Bases ecológicas y sociales para la restauración de los páramos. Universidad Nacional de Colombia Sede Bogotá
- Conservation International (C.I.) (2005) Biodiversity Hotspots. (URL: http://www.cnrs.fr/inee/recherche/fichiers/Biodiversite_hotspots.pdf)
- Critical Ecosystem Partnership Fund (CEPF) (2015) Hotspot de Biodiversidad de la Andes Tropicales. (URL: www.cepf.net)
- eBird (2020) eBird: An online database of bird distribution and abundance. Ithaca, New York: Cornell Lab of Ornithology. (URL: <http://www.ebird.org>)
- Fjeldså J, Bowie RC, Rahbek C (2012) The role of mountain ranges in the diversification of birds. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 43:249-265. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-102710-145113>
- Freile JF, Brinkhuizen DM, Greenfield PJ, Lysinger M, Navarrete L, Nilsson J, Olmstead S, Ridgely RS, Sánchez-Nivicela M, Solano-Ugalde A, Athanas N, Ahlman R, Boyla KA (2022) Lista de las aves del Ecuador / Checklist of the birds of Ecuador. Comité Ecuatoriano de Registros Ornitológicos. (URL: <https://ceroecuador.wordpress.com/>)
- Freile JF, Poveda C (2019) *Aves del Ecuador*. Versión 2019.0. Museo de Zoología, Pontificia Universidad Católica del Ecuador. (URL: <https://bioweb.bio/faunaweb/avesweb/>)
- Freile JF, Restall R (2018) Birds of Ecuador. London, UK: Helm Field Guides
- Freile JF, Santander T (Coordinadores) (2005) Áreas Importantes para la Conservación de las Aves en Ecuador. Aves&Conservación (Corporación Ornitológica del Ecuador), BirdLife International, Conservación Internacional y Ministerio del Ambiente de Ecuador. Quito, Ecuador
- García M, Mena P (2021) Patrimonio Natural y Biodiversidad de la Provincia de Imbabura. Prefectura de Imbabura
- GBIF (14 April 2022) GBIF Occurrence Download <https://doi.org/10.15468/dl.j7x52d>
- Hart-Robertson M (n.d.) *Project Geopark Dossier*. Secretaría Nacional de Ciencia y Tecnología y Ministerio de Turismo, Ecuador
- Herzog SK, Kattan GH (2012) Patrones de diversidad y endemismo en las aves de los Andes tropicales. Pp. 287-305 en: Herzog SK, Martínez R, Jorgensen PN, Tiessen H (eds.) *Cambio Climático y Biodiversidad en los Andes Tropicales*. Instituto Interamericano para la investigación Global (IAI). Paris: São José dos Campos, y Comité Científico sobre problemas del medio Ambiente (SCOPE)
- Instituto Geográfico Militar De Ecuador (2023) (URL: <https://www.geoportalmgm.gob.ec/portal/>)
- Instituto Nacional De Estadísticas y Censos (INEC) (2010) (URL: <https://www.gob.ec/inec>)
- Jácome Molina DS (2018) Propuesta de estrategias de protección de ecosistemas asociados al Loro orejiamarillo (*Ognorhynchus icterotis*) en los Andes del norte del Ecuador a través de identificación de zonas prioritarias. Disertación para la obtención del título de ingeniera geógrafa en gestión ambiental. Pontificia Universidad Católica del Ecuador
- Kreft H, Jetz W (2007) Global patterns and determinants of vascular plant diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104:5925-5930. <https://doi.org/10.1073/pnas.0608361104>
- Lepage D, Vaidya G, Guralnick R (2014) Avibase – a database system for managing and organizing taxonomic concepts. *ZooKeys* 420:117-135. <https://doi.org/10.3897/zookeys.420.7089>
- Lim HC, Sodhi NS (2004) Responses of avian guilds to urbanisation in a tropical city. *Landscape and Urban Planning* 66:199-215. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(03\)00111-7](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(03)00111-7)

- Martín-Martín A, Orduna-Malea E, Thelwall M, Delgado López-Cózar E (2019) Google Scholar, Web of Science, and Scopus: A systematic comparison of citations in 252 subject categories. *Journal of Informetrics* 12:1160-1177. <https://doi.org/10.1016/j.joi.2018.09.002>
- McDonnell MJ, Hahs AK (2008) The use of gradient analysis studies in advancing our understanding of the ecology of urbanizing landscapes: current status and future directions. *Landscape Ecology* 23:1143-1155. <https://doi.org/10.1007/s10980-008-9253-4>
- McMullan M, Navarrete L (2013) *Fieldbook of the Birds of Ecuador Including the Galapagos Islands*. Fundación de Conservación Jocotoco
- Ministerio Del Ambiente, Agua y Transición Ecológica (MAATE) (2023) Conoce el Sistema Nacional de Áreas Protegidas - SNAP. (URL: <https://www.ambiente.gob.ec/areas-prrotegidas/> Actualizado junio 2023)
- Ministerio Del Ambiente de Ecuador (MAE) (2017) Mapa de Ecosistemas Provincia de Imbabura. (URL: https://www.imbabura.gob.ec/phocadownload/pap/sil/info-metadato/Ecosistemas_MAE_Metadato.pdf)
- Mittermeier RA, Turner WR, Larsen FW, Brooks TM, Gascon C (2011) Global biodiversity conservation: the critical role of hotspots. Pp. 3-22 en Zachos FE, Habel JC (eds. *Biodiversity hotspots: Distribution and protection of conservation priority areas*. Heidelberg: Springer-Verlag Berlin. https://doi.org/10.1007/978-3-642-20992-5_1
- Piano E, Souffreau C, Merckx T, Baardsen LF, Bacheljau T, Bonte D, Brans KI, Cours M, Dahirel M, Debortoli N, Decaestecker E, De Wolf K, Engelen JMT, Fontaneto D, Gianuca AT, Govaert L, Hanashiro FTT, Higuti J, Lens L, Martens K, Matheve H, Matthysen E, Pinseel E, Sablon R, Schön I, Stoks R, Van Doninck K, Van Dyck H, Vanormelingen P, Van Wichelen J, Vyverman W, De Meester L, Hendrickx F (2020) Urbanization drives cross-taxon declines in abundance and diversity at multiple spatial scales. *Global Change Biology* 26:1196-1211. <https://doi.org/10.1111/gcb.14934>
- Poulin B, Lefebvre G, Mcneil R (1992) Tropical Avian Phenology in Relation to Abundance and Exploitation of Food Resources. *Ecology* 73:2295-2309. <https://doi.org/10.2307/1941476>
- Poulsen BO (1994) Mist-netting as a census method for determining species richness and abundances in an Andean cloud forest bird community. *Gerfaut* 84:39-49
- Poulin B, Lefebvre G, Mcneil R (1994) Diets of land birds from northeastern Venezuela. *Condor* 96:354-367. <https://doi.org/10.2307/1369320>
- Prefectura de Imbabura (2019) Plan de desarrollo y Ordenamiento territorial de la Provincia de Imbabura (PDOT). Ficha Territorial 2019-2023
- Pronaturaleza (2021) Fundación Peruana por la Conservación de la Naturaleza. Perfil de Ecosistema: Hotspot de Biodiversidad de la Andes Trópicas. Critical Ecosystem Partnership Fund
- Ramírez-Villegas J, Cuesta CF, Devenish C, Peralvo M, Jarvis A, Arnillas C (2014) Using species distributions models for designing conservation strategies of Tropical Andean biodiversity under climate change. *Journal for Nature Conservation* 22:391-404. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jnc.2014.03.007>
- Remsen Jr JV, Areta JI, Bonaccorso E, Claramunt S, Jaramillo A, Pacheco JF, Ribas C, Robbins MB, Stiles FG, Stotz DF, Zimmer KJ (2022) A classification of the bird species of South America (SAAC). American Ornithological Society. (URL: <http://www.museum.lsu.edu/~Remsen/SACCBaseline.htm>.)
- Rodríguez-García H, Sumoza O, Faria L (2016) Avifauna de un sector del Instituto Venezolano de Investigaciones Científicas, Altos de Pipe, estado Miranda, Venezuela. *Revista Venezolana de Ornitología* 6:13-26
- Rojas R, Piragua W (2000) Afinidades biogeográficas y aspectos ecológicos de la avifauna de Caño Limón, Arauca, Colombia. *Crónica Forestal y del Medio Ambiente* 15:1-2
- Roy BA, Zorrilla M, Endara L, Thomas DC, Vandegrift R, Rubentein JM, Policha T, Ríos-Touma B, Read M (2018) New mining concessions could severely decrease biodiversity and ecosystem services in Ecuador. *Tropical Conservation Science* 11. <https://doi.org/10.1177/1940082918780427>
- Sanz V, Caula SA (2015) Assessing bird assemblages along an urban gradient in a Caribbean island (Margarita, Venezuela). *Urban Ecosystems* 18:729-746. <https://doi.org/10.1007/s11252-014-0426-4>
- Sohil A, Sharma N (2020) Assessing the bird guild patterns in heterogeneous land use types around Jammu, Jammu and Kashmir, India. *Ecological Processes* 9:49. <https://doi.org/10.1186/s13717-020-00250-9>
- Sonter LJ, Herrera D, Barrett DJ, Galford GL, Moran C, Soares-Filho BS (2017) Mining drives extensive deforestation in the Brazilian Amazon. *Nature Communications* 8:1013
- Trew BT, Maclean IMD (2021) Vulnerability of global biodiversity hotspots to climate change. *Global Ecology and Biogeography* 30:768-783. <https://doi.org/10.1111/geb.13272>
- Tryjanowski P, Morelli F, Møller A (2020) Urban birds: Urban avoiders, urban adapters and urban exploiters. Pp. 399-411 en: *The Routledge Handbook of Urban Ecology* - 2nd Edition Publisher: Routledge
- Vandegrift R, Thomas DC, Roy B, Levy M (2017) The extent of recent mining concessions in Ecuador. Rainforest Information Center. (URL: <https://rainforestactiongroup.org/mining-concessions-in-ecuador/>)





DIVERSIDAD DE AVES Y CARACTERIZACIÓN DE LA VEGETACIÓN EN SIERRA LOS DIFUNTOS, BUENOS AIRES, ARGENTINA: IMPLICANCIA DE LA ESTACIONALIDAD Y LA TOPOGRAFÍA

Avian biodiversity and vegetation characterization of Sierra Los Difuntos, Buenos Aires, Argentina: implications of seasonality and topography

Tomás O'Connor¹, Jesica A. Paz¹, Melina V. Castano¹, Stella B. Román¹, Maximiliano M. Hernandez¹ y Francisco Zumpano¹

¹Grupo Vertebrados - Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (IIMyC, UNMdP-CONICET). Mar del Plata, Buenos Aires, Argentina

*tomasoconnor@mdp.edu.ar

RESUMEN: El Sistema Serrano de Tandilia es un área de gran importancia para la biodiversidad en el sudeste de la provincia de Buenos Aires. En este sitio aún pueden observarse parches de pastizales nativos, los cuales se encuentran altamente amenazados en la región. A pesar de su reconocimiento como reservorio de biodiversidad, son pocos los estudios vinculados con la avifauna en las áreas serranas. Es por ello que el objetivo del presente estudio es caracterizar el ensamble de aves en una sierra del Sistema Serrano de Tandilia y realizar una comparación de la riqueza y abundancia de especies entre tres zonas delimitadas por su geomorfología y vegetación: base, ladera y cima. A lo largo de un año, se realizó un conteo por puntos por mes para cada una de las tres zonas. Se comparó la composición del ensamble y la diversidad de aves entre zonas y estaciones del año. Se registraron un total de 397 aves, pertenecientes a 39 especies. El ensamble de aves varió entre zonas, siendo el Espinero Pecho Manchado (*Phacellodomus striaticollis*) y el Verdón (*Embernagra platensis*) dos de las especies indicadoras para la cima; también hubo diferencias entre estaciones del año donde el Tordo Renegrido (*Molothrus bonariensis*) y el Misto (*Sicalis luteola*) fueron especies observadas mayormente en primavera. La riqueza y diversidad de aves no varió entre zonas, pero sí entre estaciones siendo mayor durante la primavera. En este estudio se presenta información de base para comprender la distribución de las aves dentro de las sierras, lo que permite la valorización de la avifauna en la región.

PALABRAS CLAVE: avifauna, biodiversidad, Sistema Serrano de Tandilia, vegetación

ABSTRACT: The Tandilia Mountain Range System is an area of great importance for biodiversity in the southeast of Buenos Aires province. Patches of native grasslands, which are highly threatened in the region, can still be found in this area. Despite being recognized as a biodiversity reservoir, few studies have been carried out on the avifauna in these environments. Therefore, this study aims to determine the bird assemblage in a mountain range of the Tandilia System and to compare species richness and abundance between three areas delimited by their geomorphology and vegetation: base, slope and summit. Over a year, monthly point counts were conducted in each of the three established areas. The assemblage and diversity of birds were compared among areas and seasons. A total of 397 birds from 39 species, were recorded. The bird assemblage varied between areas, with Freckle-breasted Thornbird (*Phacellodomus striaticollis*) and Great Pampa-Finch (*Embernagra platensis*) being indicators for the summit. There were also differences between seasons where Shiny Cowbird (*Molothrus bonariensis*) and Grassland Yellow-Finch (*Sicalis luteola*) were indicator species for the spring. Bird ri-

chness and diversity did not vary between areas, but did vary between seasons, being higher during spring. This study presents basic information to understand the distribution of birds within the mountain range, providing the first results for the south-eastern end of the Tandilia Mountain Range System, which may contribute to the appreciation of the avifauna in the region.

KEYWORDS: *avifauna, biodiversity, Tandilia Mountain Range System, vegetation*

Los afloramientos rocosos son accidentes geológicos que desempeñan un rol ecológico clave a escala ecosistémica (Fitzsimons & Michael 2017, Hunter et al. 2017). Estas geoformas constituyen microclimas estables proporcionando áreas de alimentación, reproducción y refugios para diversas especies (Fitzsimons & Michael 2017). En la provincia de Buenos Aires existen dos afloramientos rocosos de importancia para la biodiversidad de Argentina: los sistemas serranos de Ventania y de Tandilia (Kristensen & Frangi 1995, Herrera et al. 2019). Estos sistemas se encuentran expuestos a actividades productivas como la ganadería y agricultura, por lo que sufren constantes impactos negativos sobre el ecosistema (Azpiroz et al. 2012). Sin embargo, la flora y fauna allí presente les confiere a estos sistemas una importancia única para la biodiversidad de la región (Kristensen & Frangi 1995).

El análisis de la biodiversidad ha tomado gran relevancia en estudios sobre el funcionamiento de los ecosistemas, ya que permiten registrar cambios en la riqueza y abundancia de las especies a través del tiempo (Maclaurin & Sterelny 2008, Moreno et al. 2011). Este tipo de estudios se han llevado a cabo en diferentes grupos taxonómicos desde pequeños invertebrados hasta grandes mamíferos (César et al. 2000, Guerreiro et al. 2005, Jayat & Ortiz 2010). Sin embargo, tanto la dinámica y distribución de las aves como su carácter conspicuo han llevado a este grupo a ser el más estudiado a nivel de biodiversidad (Norris & Pain 2002, Navarro-Sigüenza et al. 2014). Existen diversos factores que condicionan la riqueza y abundancia de aves en los diferentes ambientes (Cody 1981, Maclaurin & Sterelny 2008). Entre estos factores se destacan las fluctuaciones ambientales a lo largo de las estaciones del año, lo que afecta no solo a la estructura y fisonomía de la vegetación, sino también a la disponibilidad de recursos (Cody 1981, Isacch & Martínez 2001).

Algunos estudios desarrollados en los sistemas serranos de Argentina, han demostrado que las características geológicas y vegetales de estos sistemas tienen implicancia en la abundancia y distribución de muchas especies de aves (Isacch et al. 2005, García et al. 2008, Vergara-Tabares et al. 2018). A pesar de la

escasez de estudios sobre biodiversidad de avifauna serrana de la provincia de Buenos Aires, se pueden encontrar algunos antecedentes (Doiny Cabré & Lejarraga 2007, Cozzani & Zalba 2009, Braccalente 2010, Isacch et al. 2014, Trofino Falasco 2023). Por ejemplo, Cozzani & Zalba (2009) describieron la comunidad de aves que nidifican en los pastizales del Sistema Serrano de Ventania, hallando un total de 12 especies que seleccionan estos sitios en su período reproductivo. Mientras que, para el Sistema Serrano de Tandilia, Isacch y colaboradores (2014) evaluaron la variación en la riqueza y abundancia de aves en ambientes nativos y exóticos, registrando una gran representatividad de aves especialistas de pastizal y también aves que utilizan arbustos nativos. Recientemente, Trofino Falasco (2023) estudió el ensamble de aves que nidifican en los pastizales serranos cercanos a las localidades de Tandil, y las características del hábitat relacionadas con la selección de dichos sitios, mostrando la dependencia de dicha avifauna a los escasos remanentes de pastizales serranos. Dentro de las especies de aves que habitan el Sistema Serrano de Tandilia se destacan algunas especialistas de pastizal, como el Tachurí Canela (*Polystictus pectoralis*) y el Espartillero Pampeano (*Asthenes hudsoni*), ambas especies catalogadas como “cercana a la amenaza” según la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (BirdLife International 2017, 2021). También se han registrado otras especies fuertemente asociadas a los pastizales como el Verdón (*Embernagra platensis*) y la Ratona Aperdizada (*Cistothorus platensis*), ambas de “preocupación menor” según su estado de conservación (BirdLife International 2016a, 2016b, Trofino Falasco 2023).

Teniendo en cuenta la importancia de los ambientes serranos en términos de biodiversidad, donde se ha demostrado una reducción significativa en la densidad y riqueza de aves debido a las diversas presiones a las que se encuentran expuestas (García et al. 2008) y que, a su vez, este tipo de ambientes se encuentran dentro de las áreas naturales menos protegidas de la región (Isacch et al. 2016), es que consideramos primordial avanzar con estudios que permitan conocer la riqueza y abundancia de la avifauna allí presente. Es por esto que el presente trabajo tiene como objetivo

determinar la diversidad de aves de una de las sierras pertenecientes al Sistema Serrano de Tandilia, analizando su riqueza y abundancia para cada estación del año. A su vez, se realiza una comparación del ensamble de aves entre tres zonas altitudinales delimitadas por su geomorfología y su vegetación.

METODOLOGÍA

Área de estudio

El área de estudio se encuentra ubicada en la Sierra Los Difuntos (37°53'11"S, 57°50'13"O), se trata de una sierra privada cuyo acceso se encuentra en el kilómetro 26 de la Ruta Nacional N° 226. Esta sierra forma parte del sistema de La Peregrina de las sierras de Mar del Plata (Guazzelli 1999), dentro del Sistema Serrano de Tandilia en el sudeste de la provincia de Buenos Aires, Argentina (Fig. 1). El Sistema Serrano de Tandilia se extiende desde el interior de la provincia de Buenos Aires hasta la zona costera ubicada al sudeste de la provincia, se trata de un cordón serrano interrumpido por valles y abras, con una longitud de 300 km y alturas máximas entre 400 y 500 msnm

(Dalla Salda et al. 2006). Presenta importantes parches de pastizales nativos compuestos por especies como la Paja Colorada (*Paspalum quadrifarium*), la Cortadera (*Cortaderia selloana*), el Curro (*Colletia paradoxa*), entre otras (Echeverría et al. 2017, Herrera et al. 2019). La distribución y estructura de la vegetación permiten diferenciar tres zonas bien marcadas sobre las sierras: una base con poca pendiente cuya vegetación dominante está compuesta por arbustos, hierbas y geofitas (de ahora en más "base"); una ladera con una mayor pendiente, rocosa con menor abundancia de vegetación (de ahora en más "ladera"); y la cima plana de roca madre y parches de loess dominada por poáceas (de ahora en más "cima") (Sabatino et al. 2010). La temperatura media en verano es de 20.8°C, mientras que en invierno es de 5.2°C, y la precipitación media anual es de 800 mm (Jaimes et al. 2019). La Sierra Los Difuntos en particular presenta un alto impacto antrópico, en donde se desarrollan actividades recreativas (como acampes y escaladas por parte del turismo local) y también actividades agrícolas como pastoreo de vegetación natural (por parte de ganado de los propietarios de la zona). En este trabajo la superficie del área de estudio por zona fue de 2 ha en base, 5 ha en ladera y 24 ha en cima

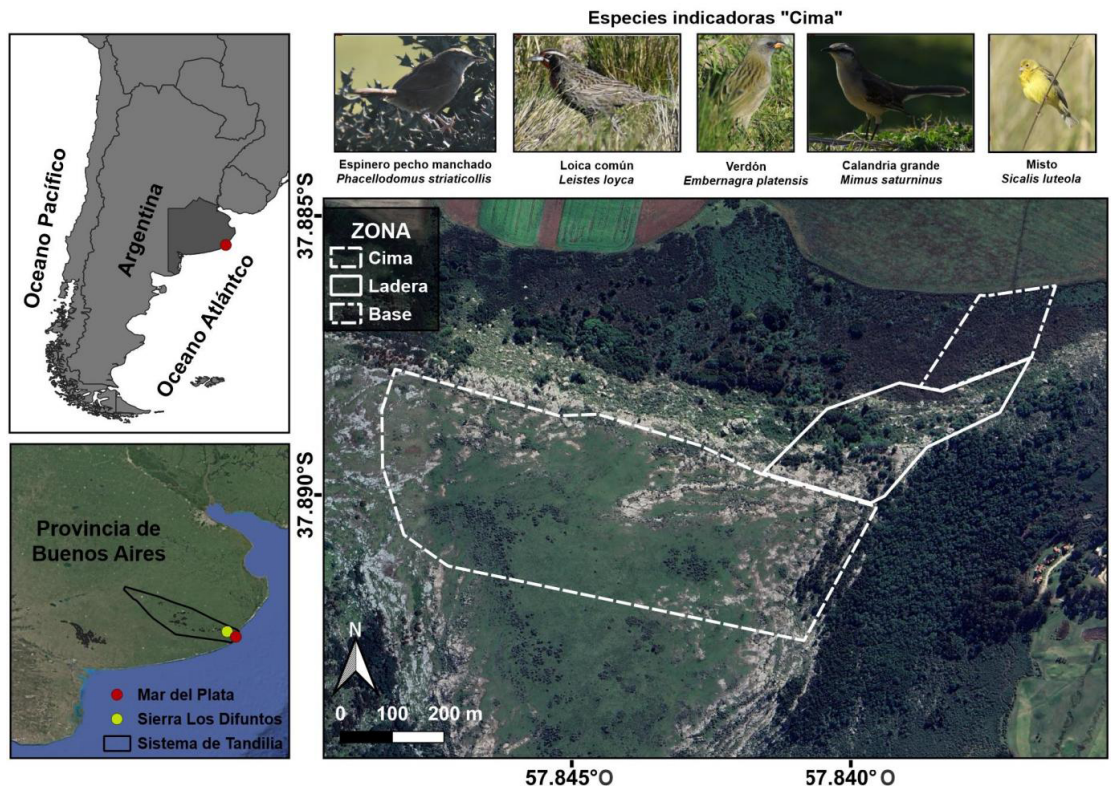


Figura 1. Mapa del área de estudio Sierra Los Difuntos.

(Fig. 1). A pesar de que desde fines de septiembre de 2022 ha sido prohibido el libre acceso a estas sierras, al realizar el estudio el ingreso estaba permitido.

Diversidad y altura de la vegetación

Se recolectó información de la vegetación por zona en cada estación del año. Para ello se utilizaron tres cuadrantes de 2x2 m distribuidos al azar en cada una de las tres zonas ($N_{\text{total}}=36$), dentro del cual se midió la cobertura por especie y la altura máxima de la vegetación. Se calculó el porcentaje promedio y el error estándar de la cobertura de las especies vegetales dominantes, el porcentaje de cobertura de especies nativas, la riqueza y la altura máxima de la vegetación por zona. Para la identificación de las especies vegetales se utilizaron claves y guías regionales (Cabrera 1963, Zuloaga & Belgrano 2015) y se actualizaron los nombres científicos utilizando la base de datos de acceso libre de “Flora Argentina” (<http://www.floraargentina.edu.ar/>). Debido a la dificultad para identificar a las especies de Poaceae cuando se observaban solo sus caracteres vegetativos, todas las especies de esta familia de porte bajo fueron agrupadas dentro de “Poáceas bajas”, diferenciándose de aquellas que estructuralmente forman grandes matas (e.g., *Paspalum quadrifarium* y *Cortaderia selloana*), dado que se consideró que podrían llegar a tener un efecto diferencial en la población de aves.

Conteos de aves

Para analizar la composición y diversidad de aves de la Sierra, se realizaron conteos de aves durante un día por mes, en cada una de las tres zonas de estudio, entre las 7:00 y las 10:00 h, desde febrero de 2021 hasta enero de 2022 inclusive. En cada muestreo mensual se realizaron 3 conteos de aves en puntos aleatorios en la zona de la base (resultando en 36 conteos totales por año para esta zona), 3 conteos en puntos aleatorios en la zona de la ladera (36 conteos) y 6 conteos en puntos aleatorios en la zona de la cima (72 conteos). Se tomó inicialmente el doble de datos en la cima con la intención de abarcar una mayor variabilidad asociada a esa zona (considerando que el área es aproximadamente 5 veces más grande que las restantes), y de estos se tomaron al azar solo tres puntos de conteo para los análisis estadísticos, de modo de comparar los datos entre las tres zonas de estudio con un mismo esfuerzo de muestreo por área. Los puntos de conteo de aves estuvieron separados entre sí por al menos 50 m de distancia. Para cada conteo se registraron de forma visual y auditiva el

número de individuos por especie, o siguiente mayor nivel taxonómico, dentro de un radio aproximado de 30 m, durante 5 min (Ralph et al. 1996). Para las observaciones se utilizaron binoculares (8x42), y para la identificación se utilizaron guías de campo (López-Lanús 2017, Narosky & Yzurieta 2010). Cuando fue posible se tomaron fotografías con el fin de asistir en la identificación de las especies. Para minimizar el posible efecto del disturbio generado por la presencia de personas, los conteos fueron realizados durante días hábiles cuando la afluencia de visitantes es menor. Aunque fueron escasas las veces que identificamos ganado en zona de muestreo (solo en la cima y en dos días de muestreo), evitamos tomar puntos de conteos en estas áreas.

Dado que los conteos repetidos en un mismo día y una misma zona pueden ser tomados como pseudoréplicas (con potenciales consecuencias de autocorrelación temporal y espacial), para los análisis multivariados y de diversidad se seleccionó un conteo de aves que incluye el número máximo de individuos de cada especie por día y por zona (de ahora en más llamado “conteo/s seleccionado/s”, resultando en 36 conteos en total). Utilizar el número máximo de individuos es lo más recomendable, ya que al no poder asegurar que los individuos registrados en cada repetición sean diferentes (ya que no están marcados), sumar las abundancias implicaría una posible sobreestimación por conteo repetido de individuos, y promediar las abundancias llevaría a una posible subestimación de dichos valores (Johnson 2008, Blasio Quintana & Pineda López 2020).

Análisis de datos

Para cada familia y especie de aves se calculó la abundancia total y la frecuencia de ocurrencia relativa (i.e. número de conteos en que cada familia y especie estuvieron presentes con respecto al total de conteos realizados).

Con el objetivo de comparar el ensamble de aves entre zonas de la sierra y entre estaciones se realizaron análisis multivariados, utilizando un análisis de PERMANOVA basado en el índice de disimilitud de Bray-Curtis y 9999 permutaciones. Todas las variables incluidas en el análisis cumplieron el supuesto de homogeneidad de varianzas. Posteriormente para visualizar la composición de los ensambles se realizó un escalamiento multidimensional no métrico (nMDS por sus siglas en inglés) en tres ejes, basado en el índice de disimilitud de Bray-Curtis y mínimo 20 y máximo 100 inicios aleatorios (Palacio et al. 2020).

Para identificar cuáles especies de aves fueron indicadoras de cada zona y estación, y la combinación de pares de cada una de estas, se utilizó el método del valor indicador (IndVal por sus siglas en inglés) (Dufrene & Legendre 1997), calculado con el paquete de R *indicspecies* (De Cáceres & Legendre 2009). El método evalúa la asociación de especies con un determinado sitio (especificidad) y la frecuencia de aparición (fidelidad) en el mismo. Un valor alto del indicador (especificidad*fidelidad) muestra que una especie es característica de un sitio (Dufrene & Legendre 1997). La significancia de dicho valor indicador se realizó a través de un test de permutaciones (De Cáceres & Legendre 2009).

Para cada censo seleccionado (ver sección “Censos de aves”) se calcularon los siguientes índices de diversidad: (1) la riqueza específica (*S*), descrita como la suma de especies presentes, (2) el índice de Shannon (*H'*) calculado como:

$$H' = - \sum_{i=1}^s pi \ln pi$$

Donde *S* es la riqueza específica y *pi* es la proporción de individuos de la especie *i* respecto al total de individuos; y (3) la equitatividad (que indica cuán uniformemente están distribuidos los individuos entre especies) definida como:

$$\text{Equitatividad} = H' \times \log(S)$$

Dichos índices de diversidad fueron comparados entre zonas y estaciones utilizando el test no paramétrico de Kruskal-Wallis. Para la realización de comparaciones múltiples se empleó el test de Dunn utilizando

el paquete de R *dunn.test* (Dinno 2017). Para los análisis PERMANOVA y los de diversidad se utilizó el paquete de R *vegan* (Oksanen et al. 2022), y el nivel de significancia establecido para todos los test fue de $P \leq 0.05$.

El manejo de datos y los análisis estadísticos fueron realizados mediante el programa R, versión 4.2.3 (R Development Core Team 2023).

RESULTADOS

Características de la vegetación por zona

La base presentó el menor valor de riqueza y de porcentaje de especies vegetales nativas, y los valores más altos de altura máxima de la vegetación (Tabla 1). Las especies con mayor porcentaje de cobertura de esta zona fueron *Baccharis dracunculifolia* ($22.05 \pm 21.10\%$), *Spartium junceum* ($19.60 \pm 20.73\%$) y *Paspalum quadrifarium* ($18.60 \pm 24.20\%$). En la ladera las especies con mayor porcentaje de cobertura fueron *Eryngium* spp. ($24.87 \pm 30.05\%$) y *B. dracunculifolia* ($19.86 \pm 20.86\%$), observándose a su vez un importante porcentaje de suelo desnudo dominado por roca ($14.96 \pm 10.77\%$). La cima presentó los mayores valores de riqueza y de porcentaje de especies nativas, y los menores valores de altura máxima de la vegetación (Tabla 1). Las especies con mayor porcentaje de cobertura en esta zona fueron Poáceas bajas ($19.53 \pm 14.61\%$), *Colletia paradoxa* ($16.36 \pm 18.62\%$) y *B. dracunculifolia* ($15.86 \pm 18.01\%$), observándose a su vez un importante porcentaje de suelo desnudo dominado por roca ($27.17 \pm 10.77\%$).

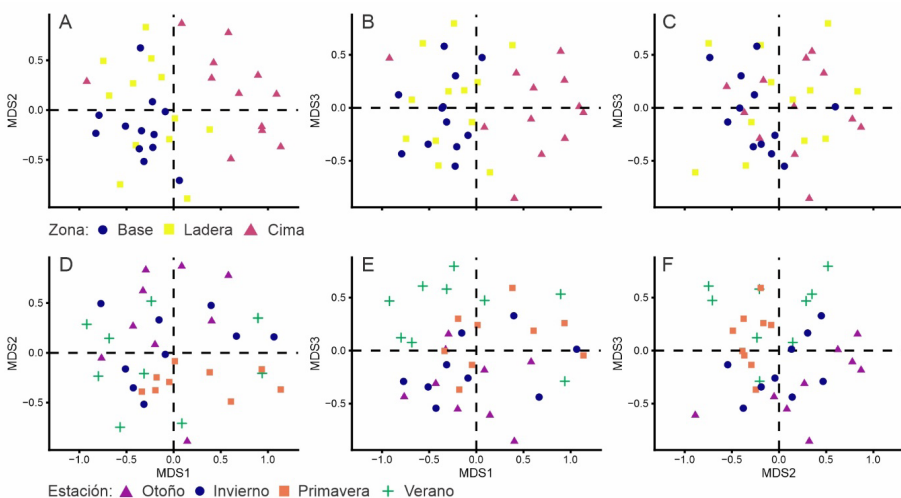


Figura 2. Escalamiento multidimensional no métrico (nMDS; stress = 0.14) de los ensambles. Cada punto es el censo que incluye el número máximo de individuos por especie de cada mes (febrero 2021 a enero 2022) por zona (a-c) y de acuerdo a la estación (d-f).

Tabla 1. Caracterización general de la vegetación presente en la sierra Los Difuntos a lo largo de las estaciones del año y la zona. EE= Error estándar.

		Riqueza Promedio ± EE	Altura máxima (cm) ± EE	Especies Nativas (%) ± EE
Zona	Base	4.92 ± 0.67	377.5 ± 17.80	71.31 ± 9.12
	Ladera	5.58 ± 0.37	217.92 ± 17.85	89.55 ± 5.55
	Cima	7.25 ± 0.44	119.78 ± 9.85	91.57 ± 1.43
	Verano	9.00 ± 0.59	228.75 ± 35.00	84.18 ± 7.81
Estación	Otoño	6.42 ± 0.54	176.25 ± 38.13	91.14 ± 3.90
	Invierno	5.92 ± 0.51	203.33 ± 36.20	86.16 ± 5.54
	Primavera	7.42 ± 0.66	225.75 ± 30.66	82.23 ± 6.14

Generalidades de abundancia de aves a escala anual

A lo largo del año se registraron un total de 397 aves, pertenecientes a 39 especies y 20 familias (Tabla 2). Las familias más abundantes fueron Columbidae (75 individuos), Icteridae (65 individuos), Passerellidae (55 individuos) y Thraupidae (53 individuos) (Tabla 2). Las especies con abundancias relativamente altas (más de 25 individuos cada una) y con frecuencias de ocurrencia mayores a 40% fueron el Chingolo (*Zonotrichia capensis*), la Torcaza (*Zenaida auriculata*), la Ratona (*Troglodytes aedon*) y la Paloma Picazuró (*Patagioenas picazuro*) (Tabla 2). Por su parte, el Pecho Amarillo (*Pseudoleistes virescens*) mostró una alta abundancia, pero una baja frecuencia de ocurrencia relativa (Tabla 2).

Caracterización del ensamble de aves según la zona

El ensamble de aves varió significativamente en función de la zona muestreada (PERMANOVA: g.l. = 2, pseudo-F = 4.11, $P < 0.001$, n por grupo = 12), en donde los ensambles observados en la cima fueron diferentes de los registrados en la base y la ladera (cima-base: g.l. = 1, pseudo-F = 5.26, $P < 0.001$; cima-ladera: g.l. = 1, pseudo-F = 3.79, $P < 0.001$), no habiendo diferencia entre estas últimas dos zonas (base-ladera: g.l. = 1, pseudo-F = 0.93, $P = 0.47$) (Fig. 2a-c).

Las especies indicadoras para la cima fueron el Espinero Pecho Manchado (*Phacellodomus striaticollis*), el Verdón (*Embernagra platensis*), la Calandria Grande (*Mimus saturninus*), la Loica (*Leistes loyca*), y el Mistó (*Sicalis luteola*) (Tabla 3). Para la base y la ladera no hubo especies indicadoras. La Ratona, la Torcaza, la Paloma

Picazuró y el Piojito Tiquitiqui (*Serpophaga subcristata*) fueron especies indicadoras del conjunto base-ladera; los conjuntos base-cima y cima-ladera no tuvieron especies indicadoras (Tabla 3). En cuanto a los análisis de diversidad, la riqueza mínima observada por conteo fue de dos y la máxima de 11 (media: 5.75 ± 2.43), mientras que el índice de diversidad de Shannon mínimo observado por conteo fue de 0.59 y el máximo de 2.25 (media: 1.54 ± 0.44). No se evidenciaron diferencias significativas entre zonas en ninguno de estos casos (Kruskal-Wallis: $X^2_{Riqueza} = 3.45$, $P = 0.18$; $X^2_{Shannon} = 1.51$, $P = 0.47$; Fig. 3a y 3c). La equitatividad mínima por conteo fue de 0.55 y la máxima de uno (media: 0.93 ± 0.08). Este índice difirió en función de la zona (Kruskal-Wallis: $X^2 = 8.72$, $P < 0.05$), siendo mayor en cuanto a su mediana en la ladera en relación a la base y la cima ($z_{base-ladera} = -2.80$, $P < 0.01$; $z_{cima-ladera} = -2.17$, $P < 0.05$; $z_{base-cima} = -0.63$, $P = 0.53$; Fig. 3e).

Característica del ensamble de aves según la estación

El ensamble de aves varió significativamente en función de la estación (PERMANOVA: g.l. = 3, pseudo-F = 3.15, $P < 0.001$, n por grupo = 9), los ensambles registrados en otoño difirieron de los de primavera y verano (otoño-primavera: g.l.=1, pseudo-F = 4.29, $P < 0.001$; otoño-verano: g.l.=1, pseudo-F = 3.26, $P < 0.05$, Fig. 2d-f). No hubo diferencias entre el resto de las combinaciones (g.l.=1, $1.89 < \text{pseudo-F} < 2.11$, todos los $P > 0.05$) (Fig. 2b).

El Tordo Renegrado (*Molothrus bonariensis*) y el Mistó fueron especies mayormente observadas en primavera, resultando así en el análisis como especies indicadoras de esta estación. Mientras que el Chingolo fue indicador del conjunto invierno-primavera y el Corbatita (*Sporophila caerulescens*) del conjunto primavera-verano. El resto de las estaciones y sus combinaciones no tuvieron especies indicadoras (Tabla 3). La riqueza difirió significativamente entre estaciones (Kruskal-Wallis: $X^2 = 16.66$, $P < 0.01$): siendo su mediana mayor en primavera e invierno que en otoño ($z_{invierno-otoño} = 2.69$, $P < 0.01$; $z_{otoño-primavera} = -3.86$, $P < 0.01$) y mayor en primavera que en verano ($z_{primavera-verano} = 2.47$, $P < 0.05$) (Fig. 3b). Con relación al índice de Shannon, se encontraron diferencias entre estaciones (Kruskal-Wallis: $X^2 = 13.08$, $P < 0.01$), siendo su mediana mayor en primavera en comparación con otoño y verano ($z_{primavera-verano} = 2.39$, $P < 0.05$; $z_{otoño-primavera} = -3.46$, $P < 0.01$), y en invierno en comparación con otoño ($z_{invierno-otoño} = 2.10$, $P < 0.05$) (Fig. 3d). En cuanto a la equitatividad, no se registraron diferencias entre estaciones (Kruskal-Wallis: $X^2 = 5.21$, $P = 0.16$) (Fig. 3f).

DISCUSIÓN

El Sistema Serrano de Tandilia es un área de gran importancia para la región como reservorio de biodiversidad (Schwerdt et al. 2014, Echeverría et al. 2017, Vera et al. 2021, Aranguren et al. 2023). En el presente estudio se registró un gran número de especies de aves que utilizan el ambiente serrano, incluyendo especialistas de pastizales tales como el Verdón, la Colorada (*Rhynchotus rufescens*), el Espinero Pecho Manchado y el Misto (Pretelli et al. 2018), lo que muestra la importancia de estos ambientes dado los pocos relictos de pastizales que quedan en la región (Herrera et al. 2017). Sin embargo, las especies más habituales fueron el Chingolo, la Ratona, la Torcaza y la Paloma Picazuró, aves generalistas que también son las más abundantes en sierras cercanas al área de estudio (Isacch et al. 2014).

Una de las características que generan la alta biodiversidad en las sierras es la heterogeneidad

ambiental, generada en gran parte por las características topográficas que devienen en la variación de la estructura de la vegetación y la composición florística (Echeverría et al. 2023). Esta característica fue observada en el área de estudio al identificar variación en la dominancia de especies vegetales de las distintas zonas. La estructura de la vegetación suele ser un aspecto clave en la selección de hábitat de muchas aves (Cody 1981). Así, se observaron diferencias en el ensamble de aves con relación a las distintas zonas muestreadas. Por ejemplo, la Ratona y el Pijito Tiquitiqui suelen ser avistadas en arbustales (Johnson 2020, Fitzpatrick 2022), y fue registrada aquí en sectores del conjunto base-ladera dominados por arbustos de la especie *B. dracunculifolia*. Si bien en la cima también se halló este arbusto, las mencionadas especies de aves podrían estar prefiriendo un ambiente más cerrado, como lo son la base y la ladera. Este estudio destaca la importancia de la vegetación y sobre todo de los pastizales y arbustos nativos que

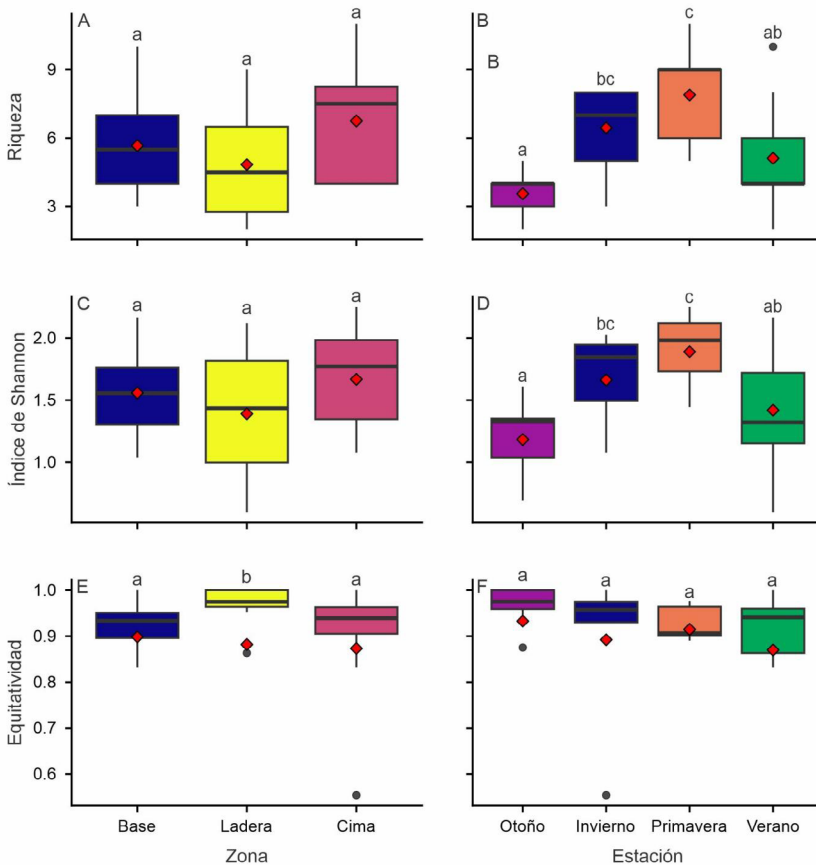


Figura 3. Diagramas de cajas de la riqueza, índice de Shannon y equitatividad para cada conteo (como el número máximo de individuos de cada especie por día y por zona) en función de la zona (a, c, e) y la estación (b, d, f). Los límites de la caja indican el primer (límite inferior) y tercer (límite superior) cuartil, mientras que la línea dentro de la caja representa la mediana. Los bigotes indican el máximo y el mínimo o 1.5 veces el rango intercuartílico y los puntos fuera indican valores atípicos. Los rombos rojos indican la media de cada grupo. Letras diferentes indican diferencias significativas ($P < 0.05$).

Tabla 2. Abundancia y frecuencia de ocurrencia relativa (FR) de las familias y especies de aves registradas en la Sierra Los Difuntos, provincia de Buenos Aires (según Monteleone y Pagano 2022).

* indica las especies observadas en un único conteo.

Familia	Especie	Nombre común	Abundancia	FR (%)
Tinamidae	<i>Rhynchotus rufescens</i>	Colorada	1	2.78
	<i>Nothura maculosa</i>	Inambú Campestre	3	8.33
	<i>Columba livia</i>	Paloma Doméstica	6	8.33
Columbidae	<i>Patagioenas picazuro</i>	Paloma Picazuró	27	44.44
	<i>Patagioenas maculosa</i>	Paloma Manchada	4	7.33
	<i>Zenaida auriculata</i>	Torcaza	38	50.00
Trochilidae	<i>Chlorostilbon lucidus</i>	Picaflor Verde	5	13.89
Charadriidae	<i>Vanellus chilensis</i>	Tero	5	8.33
Laridae	<i>Chroicocephalus maculipennis</i>	Gaviota Capucho Café	2	2.78
	<i>Rupornis magnirostris</i>	Taguató*	1	2.78
Accipitridae	<i>Parabuteo unicinctus</i>	Gavilán Mixto*	4	2.78
	<i>Geranoaetus polyosoma</i>	Aguilucho Ñanco*	1	2.78
Picidae	<i>Colaptes melanochloros</i>	Carpintero Real	2	5.56
	<i>Colaptes campestris</i>	Carpintero Campestre	7	8.33
Falconidae	<i>Caracara plancus</i>	Carancho	2	5.56
	<i>Milvago chimango</i>	Chimango	19	33.33
Psittacidae	<i>Myiopsitta monachus</i>	Cotorra	4	2.78
	<i>Furnarius rufus</i>	Hornero	3	8.33
Furnariidae	<i>Phacellodomus striaticollis</i>	Espinero Pecho Manchado	11	22.22
	<i>Anumbius annumbi</i>	Leñatero	1	2.78
	<i>Serpophaga subcristata</i>	Piojito Tiquitiqui	18	33.33
Tyrannidae	<i>Tyrannus melancholicus</i>	Suirirí Real	4	5.56
	<i>Tyrannus savana</i>	Tijereta	4	5.56
	<i>Myiophobus fasciatus</i>	Mosqueta Estriada*	1	2.78
Hirundinidae	<i>Progne tapera</i>	Golondrina Parda*	2	2.78
	<i>Progne chalybea</i>	Golondrina Doméstica	3	8.33
Troglodytidae	<i>Troglodytes aedon</i>	Ratona	27	66.67
Polioptilidae	<i>Polioptila dumicola</i>	Tacuarita Azul	3	5.56
Turdidae	<i>Turdus rufiventris</i>	Zorzal Colorado	6	16.67
Mimidae	<i>Mimus saturninus</i>	Calandria Grande	9	19.44
Motacillidae	<i>Anthus hellmayri</i>	Cachirla Pálida	2	2.78
Passerellidae	<i>Zonotrichia capensis</i>	Chingolo	55	61.11
	<i>Leistes loyca</i>	Loica	7	11.11
	<i>Molothrus bonariensis</i>	Tordo Renegrido	22	22.22
Icteridae	<i>Agelaioides badius</i>	Tordo Músico*	1	2.78
	<i>Pseudoleistes virescens</i>	Pecho Amarillo	34	5.56
	<i>Sicalis luteola</i>	Misto	22	19.44
Thraupidae	<i>Sporophila caerulescens</i>	Corbatita	20	22.22
	<i>Embernagra platensis</i>	Verdón	11	16.67

Tabla 3. Especificidad, fidelidad y valor indicador (i.e. especificidad*fidelidad) de las especies avistadas en la Sierra Los Difuntos, provincia de Buenos Aires, en función de la zona y la estación. Se muestran sólo aquellas especies con un valor indicador significativo ($P < 0.05$). El guión medio indica que no hubo especies indicadoras significativas.

	Especie	Especificidad	Fidelidad	Valor indicador
Zona				
Base	-	-	-	-
Ladera	-	-	-	-
Cima	Espinero Pecho Manchado	0.90	0.58	0.73
	Verdón	1.00	0.50	0.71
	Calandria Grande	0.77	0.50	0.62
	Loica	1.00	0.33	0.57
	Misto	0.77	0.41	0.57
Base+Ladera	Ratona	0.85	0.83	0.84
	Torcaza	0.89	0.62	0.75
	Paloma Picazuró	0.92	0.58	0.73
	Piojito Tiquitiqui	1.00	0.50	0.71
Base+Cima	-	-	-	-
Cima+Ladera	-	-	-	-
Estación				
Otoño	-	-	-	-
Invierno	-	-	-	-
Primavera	Tordo Renegrido	0.81	0.67	0.74
	Misto	0.77	0.44	0.59
Verano	-	-	-	-
Otoño+Invierno	-	-	-	-
Otoño+Primavera	-	-	-	-
Otoño+Verano	-	-	-	-
Invierno+Primavera	Chingolo	0.84	0.94	0.89
Invierno+Verano	-	-	-	-
Primavera+Verano	Corbatita	1.00	0.44	0.67

observamos que son utilizados por muchas de las especies registradas. En su estudio sobre biodiversidad de pastizales, Isacch y Martínez (2001) registraron una correlación positiva entre la riqueza vegetal y la riqueza de aves. Sin embargo, la metodología de muestreo de vegetación en el presente estudio no permitió analizar la relación de la riqueza de aves con diferencias en la riqueza de aves entre zonas. Sería importante aumentar el esfuerzo de muestreo en toda el área para lograr una mejor representación de la riqueza y estructura de la vegetación para relacionarla

con la diversidad de especies de aves allí presentes.

Las especies de aves indicadoras de la cima como el Verdón, Espinero Pecho Manchado, Loica, Misto, Calandria Grande e Inambú Campestre (*Nothura maculosa*), se alimentan en el suelo (Cody 2020, Fraga 2020, Gomes 2020, Jaramillo 2020, Remsen & Kirwan 2020, Rising et al. 2020), por lo que podrían estar eligiendo espacios más abiertos con vegetación de baja altura, tal como fue registrada en el presente estudio. A su vez, el Espinero Pecho Manchado utiliza los arbustos de *C. paradoxa* como sitio de nidificación (obs. pers.) y

el mayor porcentaje de cobertura de esta especie fue observado en la cima. Por su parte, el Carpintero Campesino (*Colaptes campestris*) prefiere zonas con pastizales pastoreados (Vickery et al. 2003) y, si bien no fue una variable considerada en el presente estudio, en el único sitio en donde se observó ganado fue en la cima. Por otro lado, estudios previos sobre uso de hábitat de aves rapaces sugieren que estas especies suelen elegir zonas con mayor visibilidad que les favorezcan en la búsqueda de presas (Leveau & Leveau 2002), lo que está en línea con lo observado en la zona de ladera y cima, donde se registró tanto un porcentaje considerable de suelo desnudo dominado por roca, como así también la totalidad de los registros de aves rapaces.

En cuanto a la estacionalidad se observó que el Corbatita fue especie indicadora de primavera-verano. El Corbatita es una especie migratoria considerada como visitante estival en la provincia de Buenos Aires entre los meses de octubre y abril (Ortiz & Capllonch 2007). El Tordo Renegrido y el Misto fueron registrados como indicadores de la primavera. Isacch & Martínez (2001) también observaron un patrón estacional asociado a estas especies, aunque no fue solo asociado a primavera, sino a primavera-verano. Dicho resultado fue vinculado con la temporada reproductiva del Tordo Renegrido, la cual comprende los meses de octubre a enero (Mermoz et al. 2020), mientras que el patrón vinculado al Misto fue relacionado al reclutamiento de individuos en áreas de pastizales mixtos en temporada reproductiva, mencionando a su vez que ambas especies podrían dispersarse en la temporada invernal por las condiciones climáticas adversas (Isacch & Martínez, 2001). Por lo tanto, el hecho de que nuestros resultados no reflejen una asociación del Tordo Renegrido con la época estival podría deberse a que los conteos de verano fueron realizados entre inicios de febrero y mediados de marzo. A su vez, otra posible causa que es considerada a la hora de explicar patrones de movimientos estacionales y de dispersión, es la referida a los cambios en la disponibilidad de alimento (Newton 2008, Capllonch 2018).

Para futuros estudios sería relevante aumentar el esfuerzo de muestreo, así como también localizar más espacios para realizar estudios en las sierras que permitan modificar ciertos aspectos metodológicos que en este trabajo limitaron el alcance de los resultados. En este sentido sería conveniente, por ejemplo, realizar conteos en áreas y tiempos que disminuyan la autocorrelación espacial y temporal. En nuestro estudio, esto último fue considerado, al menos en parte, tomando el máximo de abundancia por conteo, lo cual derivó en tener un tamaño muestral más bajo. Una so-

lución a esta limitante sería aumentar la cantidad de sitios de conteo en el área. Cabe resaltar que las sierras de la región pertenecen al sector privado, lo que dificulta el avance de los estudios en estos ambientes naturales y su conservación.

A pesar de la gran cantidad de estudios que destacan la relevancia de la conservación de pastizales, poco suele hablarse de los arbustos nativos de la región. En este estudio se observaron una gran cantidad de especies de aves utilizando los arbustos nativos, registrándose incluso nidos de Espinero Pecho Manchado sobre *C. paradoxa*, una especie vegetal considerada como Vulnerable (Delucchi 2006). De esta forma se recomienda avanzar sobre investigaciones que evalúen la importancia de estos ambientes y este tipo de vegetación en el éxito de nidificación de las distintas especies. Finalmente se resalta a su vez la abundancia de plantas exóticas observadas en la base de la sierra. Considerando que las plantas invasoras son un gran problema en las sierras locales y que están generando importantes modificaciones (Echeverría et al. 2023), es que se promueve y destaca la importancia de determinar cómo este tipo de vegetación puede también estar afectando el ensamble de aves en el Sistema Serrano de Tandilia.

Los ambientes serranos del sudeste bonaerense se encuentran poco descritos en cuanto a la composición de su avifauna. El presente estudio identificó algunas diferencias entre zonas, las cuales suelen estar caracterizadas para especies vegetales, pero no para aves. Por lo tanto, presentamos aquí el primer estudio con este enfoque para la avifauna del Sistema Serrano de Tandilia. Considerando que las sierras son sitios elegidos por muchas personas que buscan actividades turísticas y deportivas en ambientes naturales, tanto el registro de las diversas especies como los patrones encontrados resultan información de utilidad para la valorización de estos sitios, que pueden ser tenidos en cuenta a la hora de proponer actividades dentro de la sierra, así como también para planificar diversas estrategias de conservación.

AGRADECIMIENTOS

A Juan Pablo Isacch por su colaboración en las consultas realizadas sobre el diseño de muestreo. A Gonzalo Burgos Herrera y María Candelaria Biagiotti Barchiesi por su ayuda en la edición de figuras. Agradecemos a los tres revisores anónimos y al editor por sus sugerencias y ediciones, lo cual ayudó ampliamente a mejorar el manuscrito.

BIBLIOGRAFÍA

- Aranguren MF, Velasco MA, Trofino Falasco C, Pizzarello MG, Vera DG, Berkunsky I (2023) Mammals of the Tandilia Mountain system, current species inhabiting Pampean highland grasslands. *Neotropical Biology and Conservation* 18:13-29. <https://doi.org/10.3897/neotropical.18.e98374>
- Azpiroz AB, Isacch JP, Dias RA, Di Giacomo AS, Fontana CS, Palarea CM (2012) Ecology and conservation of grassland birds in southeastern South America: a review. *Journal of Field Ornithology* 83:217-246. <https://doi.org/10.1111/j.15579263.2012.00372.x>
- Birdlife International (2016a) *Embernagra platensis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T22723386A94814311. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T22723386A94814311.en>
- Birdlife International (2016b) *Cistothorus platenis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T103886997A94290566. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T103886997A94290566.en>
- Birdlife International (2017) *Asthenes hudsoni* (amended version of 2016 assessment). The IUCN Red List of Threatened Species 2017: e.T22702582A110876083. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-1.RLTS.T22702582A110876083.en>
- Birdlife International (2021) *Polystictus pectoralis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T22699420A181985168. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-3.RLTS.T22699420A181985168.en>
- Blasio Quintana C, Pineda López R (2020) Diversidad de aves en ambientes antrópicos en una localidad del semidesierto del centro de México. *Huitzil* 21:e572. <https://doi.org/10.28947/hrmo.2020.21.2.449>
- Braccalente L (2010) *Efectos de los montes forestales exóticos sobre la avifauna del pastizal en las sierras de Tandil*. Tesina de grado para obtener el título de Licenciada en Diagnóstico y Gestión Ambiental, FCH-UNICEN
- Cabrera AL (1963) Flora de la provincia de Buenos Aires. Tomo IV. Parte I a VI. Buenos Aires, Argentina: Colección Científica del INTA
- Capllonch P (2018) Un panorama de las migraciones de aves en Argentina. *El Hornero* 33(1):01-18
- César II, Ocón C, Paggi AC, Rodrigues A, Spaccesi FG, Tangorra M, Tassara MP (2000) Diversidad de invertebrados bentónicos del Río de la Plata. *Biología Acuática* 19:27-63
- Cody ML (1981) Habitat selection in birds: the roles of vegetation structure, competitors, and productivity. *BioScience* 31:107-113. <https://doi.org/10.2307/1308252>
- Cody ML (2020) Chalk-browed Mockingbird (*Mimus saturninus*), 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, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.chbmoc1.01>
- Cozzani N, Zalba SM (2009) Estructura de la vegetación y selección de hábitats reproductivos en aves del pastizal pampeano. *Ecología Austral* 19(1):35-44
- Dalla Salda L, Spalletti L, Poiré D, De Barrio R, Echeveste H, Benialgo A (2006) Tandilia. *Serie Correlación Geológica* 21:17-46
- De Cáceres M, Legendre P (2009) Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. *Ecology* 90:3566-3574. <https://doi.org/10.1890/081823.1>
- Delucchi G (2006) Las especies vegetales amenazadas de la Provincia de Buenos Aires: Una actualización. *PRONA Boletín Científico* 39:19-31
- Dinno A (2017) dunn.test: Dunn's Test of Multiple Comparisons Using Rank Sums. *R package version* 1.3.5
- Doiny Cabré PC, Lejarraga R (2007) *Aves de Sierra de la Ventana*. Edición del autor. Bahía Blanca, 128 pp
- Dufrene M, Legendre P (1997) Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67:345-366. <https://doi.org/10.2307/2963459>
- Echeverría ML, Alonso SI, Comparatore VM (2017) Survey of the vascular plants of Sierra Chica, the untouched area of the Paititi Natural Reserve (southeastern Tandilia mountain range, Buenos Aires province, Argentina). *Checklist* 13:1003-1036. <https://doi.org/10.15560/13.6.1003>
- Echeverría ML, Alonso SI, Comparatore VM (2023) Vegetation of a hill grassland of the Paititi Natural Reserve (Pampa biome) and early detection of non-native species acting as invasive. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* 58. <https://doi.org/10.31055/1851.2372.v58.n1.38512>
- Fitzpatrick JW (2022) White-crested Tyrannulet (*Serpophaga subcristata*), version 1.0. En: Billermar SM (ed.) *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.y01036.01>
- Fitzsimons JA, Michael DR (2017) Rocky outcrops: a hard road in the conservation of critical hábitats. *Biological Conservation* 211:36-44. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.11.019>
- Fraga R (2020) Long-tailed Meadowlark (*Leistes loyca*), version 1.0. En: del Hoyo J, Elliot 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.lotmea1.01>
- García C, Renison D, Cingolani AM, Fernández-Juricic E (2008) Avifaunal changes as a consequence of large-scale livestock exclusion in the mountains of Central Argentina. *Journal of Applied Ecology* 45:351-360. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3113.2008.03851.x>

- org/10.1111/j.1365-2664.2007.01388.x
- Gomes V (2020) Spotted Nothura (*Nothura maculosa*), version 1.0. En: Schulenberg TS (ed.) *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology, NY, USA.
- Guazzelli MA (1999) *Efectos del fuego sobre la fauna y los caracteres físicoquímicos del suelo en las sierras septentrionales de la Provincia de Buenos Aires*. Tesis de grado, Facultad de Cs. Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata
- Guerreiro A, Baldoni JC, Brigada AM (2005) Herpetofauna de Sierra de las Quijadas (San Luis, Argentina). *Gayana* (Concepción) 69(1):6-9. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-65382005000100002>
- Herrera LP, Montti LF, Sabatino M, De Rito MV (2019) El paisaje serrano de Tandilia: Un tesoro geológico, ecológico y cultural. *Ciencia Hoy* 28:44-50
- Herrera LP, Sabatino MC, Jaimes FR, Saura S (2017) Landscape connectivity and the role of small habitat patches as stepping stones: an assessment of the grassland biome in South America. *Biodiversity and Conservation* 26:3465-3479
- Hunter Jr ML, Acuña V, Bauer DM, Bell KP, Calhoun AJ, Felipe-Lucia MR, Fitzsimons JA, González E, Kinison M, Lindenmayer D, Lundquist CJ, Medellin RA, Nelson EJ, Poschod P (2017) Conserving small natural features with large ecological roles: a synthetic overview. *Biological Conservation* 211:88-85. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.12.020>
- Isacch JP, Bó MS, Vega LE, Favero M, Baladrón AV, Pretelli MG, Stellatelli OA, Cardoni AD, Copello S, Block C, Cavalli M, Comparatore VM, Mariano-Jelichich R, Biondi LM, García GO, Seco Pon JP (2016) Diversidad de Tetrápodos en un mosaico de ambientes del sudeste de la ecorregión Pampeana como herramienta para planificar en conservación. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales* 18:211-233
- Isacch JP, Cardoni AD, Pretelli M (2014) *Asociación aves-hábitat en el ambiente serrano de la Estancia Paititi. Implicancias de múltiples manejos y disturbios para la conservación de la diversidad de aves nativas en el Sistema Serrano de Tandilia*. Informe Técnico, Convenio Marco de Cooperación UNMDP-Estancia Paititi, OCA N° 2484
- Isacch JP, Maceira NO, Bó MS, Demaría MR, Peluc S (2005) Bird-habitat relationship in semi-arid natural grasslands and exotic pastures in the west pampas of Argentina. *Journal of Arid Environments* 62:267-283. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2004.11.008>
- Isacch JP, Martínez MM (2001) Estacionalidad y relaciones con la estructura del hábitat de la comunidad de aves de pastizales de paja colorada (*Paspalum quadrifarium*) manejados con fuego en la provincia de Buenos Aires, Argentina. *Ornitología Neotropical* 12:345-354
- Jaimes FR, Sabatino M, Herrera LP (2019) Caracterización del paisaje serrano de Tandilia (Buenos Aires, Argentina) utilizando SIG. Una aproximación para definir áreas prioritarias para la conservación. *Revista Estudios Ambientales* 7:39-65
- Jaramillo A (2020) Great Pampa-Finch (*Embernagra platensis*), 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, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.grpfin1.01>
- Jayat JP, Ortiz PE (2010) Mamíferos del pedemonte de Yungas de la Alta Cuenca del Río Bermejo en Argentina: una línea de base de diversidad. *Mastozoología Neotropical* 17(1):69-86
- Johnson DH (2008) In defense of indices: the case of bird surveys. *Journal of Wildlife Management. The Journal of Wildlife Management* 72(4):857-868. <https://doi.org/10.2193/2007-294>
- Johnson LS (2020) House Wren (*Troglodytes aedon*), version 1.0. En: Poole AF (ed.) *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA <https://doi.org/10.2173/bow.houwre.01>
- Kristensen MJ, Frangi JL (1995) La sierra de la ventana: una isla de biodiversidad. *Ciencia Hoy* 5:25-34
- Leveau LM, Leveau CM (2002) Uso de hábitat por aves rapaces en un agroecosistema pampeano. *El Hornero* 17:9-15. <https://doi.org/10.56178/eh.v17i1.884>
- López-Lanúz B (2017) *Guía Audiornis de las aves de Argentina, fotos y sonidos: identificación por características contrapuestas y marcas sobre imágenes*. Buenos Aires, Argentina: Copyright Audiornis Producciones
- Maclaurin J, Sterelny K (2008) *What is biodiversity?* The University of Chicago Press, Chicago
- Mermoz ME, Cruz A, Chace JF, Reboreda JC (2020) Shiny Cowbird (*Molothrus bonariensis* Gmelin, 1788)" Pp. 97-104. *Invasive birds: global trends and impacts*. Wallingford UK. <https://doi.org/10.1079/9781789242065.0097>
- Monteleone D, Pagano L (2022) Listado de las Aves Argentinas. Con comentarios sobre especies nuevas raras e hipotéticas. *Temas de Naturaleza y Conservación, Monografía de Aves Argentinas* 12: 268
- Moreno CE, Barragán F, Pineda E, Pavón NP (2011) Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 82:1249-1261
- Narosky T, Yzurieta D (2010) *Aves de Argentina y Uruguay guía de identificación*. Vazquez Mazzin (ed.)
- Navarro-Sigüenza AG, Rebón-Gallardo MF, Gordillo-Martínez A, Peterson AT, Berlanga-García H, Sánchez-González LA (2014) Biodiversidad de aves en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 85:476-495
- Newton I (2008) *The migration ecology of birds*. Academic Press, Londres
- Norris K, Pain DJ (2002) *Conserving bird biodiversity: general principles and their application*. Cambridge

- University Press, Cambridge
- Oksanen J, Simpson GL, Blanchet FG, Kindt R, Legendre P, Minchin PR, Weedon J (2022) vegan: community ecology package. R package ver. 2.6–2
- Ortiz D, Capllonch P (2007) Distribución y migración de *Sporophila c. caeruleascens* en Sudamérica. *Revista Brasileira de Ornitología* 15:377-385
- Palacio FX, Apodaca MJ, Crisci JV (2020) *Análisis multivariado para datos biológicos: teoría y su aplicación utilizando el lenguaje R*. Fundación de Historia Natural Félix de Azara, Ciudad Autónoma de Buenos Aires. 268 pp
- Pretelli MG, Isacch JP, Cardoni DA (2018) Species-area relationships of specialist versus opportunistic pampas grassland birds depend on the surrounding landscape matrix. *Ardeola* 65:3-23. <https://doi.org/10.13157/arla.65.1.2018.ra1>
- R Core Team (2023) *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. <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*. Informe técnico general. Albany, CA: Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture
- Remsen JV, Kirwan GM (2020) Freckle-breasted Thornbird (*Phacellodomus striaticollis*), 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, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.frbtho1.01>
- Rising JD, Jaramillo A, de Juana E (2020) Grassland Yellow-Finch (*Sicalis luteola*), 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, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.gryfin1.01>
- Sabatino M, Maceira N, Aizen MA (2010) Direct effects of habitat area on interaction diversity in pollination webs. *Ecological Applications* 20:1491-1497. <https://doi.org/10.1890/09-1626.1>
- Schwerdt LV, Pompozzi GA, Copperi MS, Ferretti NE (2014) Diversidad estructural y temporal de arácnidos epigeos (Arachnida), excepto ácaros, en el sistema serrano de Tandilia (Buenos Aires, Argentina). *Historia Natural* 4:101-111
- Trofino Falasco C (2023) *Efectos de la fragmentación y modificación del Pastizal Serrano del Sistema de Tandilia sobre las poblaciones de aves de pastizal*. Tesis doctoral, Universidad Nacional de La Plata
- Vera DG, Di Pietro DO, Tettamanti G, Eirin M, Trofino Falasco C, Aranguren MF, Williams JD, Kacoliris FP, Berkunsky I (2021) An annotated list of the reptiles of the highland grassland of Tandilia Mountains, Argentina. *Neotropical Biology and Conservation* 16:185-204. <https://doi.org/10.3897/neotropical.16.e60629>
- Vergara-Tabares DL, Schaaf AA, Verga EG, Quaglia AI, Rojas TN, Toledo M, García E, Peluc S, Díaz A (2018) Bird assemblages from western Sierras Grandes and Traslasierra Valley in central Argentina: an important area for conservation of Chacoan and mountain birds. *Revista Brasileira de Ornitología* 26:123-140. <https://doi.org/10.1007/BF03544423>
- Vickery PD, Casañas HE, Di Giacomo AS (2003) Effects of altitude on the distribution of Nearctic and resident grassland birds in Córdoba province, Argentina. *Journal of Field Ornithology* 74:172-178. <http://doi.org/10.1648/0273-8570-74.2.172>
- Zuloaga FO, Belgrano MJ (2015) The catalogue of vascular plants of the southern cone and the flora of Argentina: their contribution to the world flora. *Rodriguésia* 66:989-1024. <https://doi.org/10.1590/2175-7860201566405>





PROGRAMA ECOFAM: INTEGRANDO CIENCIA CIUDADANA Y FAUNA MARINA EN LA COSTA DE LA PROVINCIA DE BUENOS AIRES

ECOFAM Program: integrating citizen science and marine fauna on the coast of Buenos Aires Province

Rubén F. Dellacasa^{1*}, Leandro L. Tamini¹, Gustavo E. Chiaramonte², Cecilia M. Riestra³, Juan J. Bonanno Derndich⁴, Maia B. Acosta⁵, Analía Belaus⁵, Bárbara N. Biene Palacios⁵, Franco Bogel⁶, M. Agustina Blanco⁵, Eugenia A. Bonetti⁷, Axel Brost⁵, Joaquín Brost⁵, Jürgen Brost⁵, Klaus Brost⁵, Walter Brost⁵, Susana Cabrelli⁵, Mateo Carelli⁵, Sandra Despósito⁵, Andrea Di Fabio⁵, Ricardo Doumecq Milieu⁵, L. Alejandro Duvieilh⁵, Rodolfo A. Fangauf⁵, Lucía López⁵, Malena Lorente⁸, Hugo Luján⁵, Julia Mazzutti⁵, Camila B. Merodio⁵, Walter Moorlag⁵, José L. Nogueira², Graciela Panisello⁵, Laura R. Pérez⁵, Mariela E. Politano Möller⁵, Silvina S. Romero⁵, Lucas Rui⁵, Paula A. Taraborelli⁹, Julieta Varela⁵, Lucía N. Vila⁵, María B. Villa⁵, César A. Zehnder⁵

¹Programa Marino, Aves Argentinas. Matheu 1246 (C1249AAB), CABA, Argentina

²Estación Hidrobiológica de Puerto Quequén–Museo Argentino de Ciencias Naturales “Bernardino Rivadavia”, CONICET. Av. Almirante Brown 390 (B7631XAF), Quequén, Argentina

³Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP). Paseo Victoria Ocampo N°1 (B7602HSA), Escollera Norte, Mar del Plata, Argentina

⁴Área Desarrollo Institucional, Aves Argentinas. Matheu 1246. (C1249AAB) CABA, Argentina

⁵Programa ECOFAM - Equipo Costero de Observadores de Fauna y Ambiente Marinos

⁶Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata. Funes 3350 (B7602AYL), Mar del Plata, Argentina

⁷Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (IIMyC), Universidad Nacional de Mar del Plata–CONICET, Rodríguez Peña 4046 Nivel 1 (B7602GSD), Mar del Plata, Argentina

⁸Centro de Estudios Integrales de la Dinámica Exógena–CONICET, Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata. Calle 64 N°3 (1900), La Plata, Argentina

⁹Grupo de Ecología y Diseño de Paisaje, Unidad de Estudios Agropecuarios (UDEA–CONICET), Centro de Investigaciones Agropecuarias (INTA–CIAP). Av. 11 de septiembre 4755 (X5014MGO), Córdoba, Argentina

*dellacasa@avesargentinas.org.ar

RESUMEN: El Equipo Costero de Observadores de Fauna y Ambiente Marinos (ECOFAM) es un programa de ciencia ciudadana que promueve, a través de la participación de voluntarios de comunidades locales, la generación de información de calidad sobre el ambiente y fauna marina en el litoral atlántico de Argentina. Durante los dos primeros años de actividades en la costa de la provincia de Buenos Aires (septiembre 2020-agosto 2022), 82 voluntarios efectuaron recorridas de playas durante 953 horas y registraron 2297 carcasas de 53 especies en total, correspondientes a aves ($n=2069$, 34 especies), tortugas marinas ($n=7$, 3 especies) y mamíferos marinos ($n=221$, 16 especies). Las observaciones se registraron a través del portal iNaturalist y se desarrolló una aplicación adicional para facilitar la identificación de las carcasas. Entre las aves, los pingüinos (Fam. Spheniscidae) fueron los más abundantes ($n=1712$), seguido por los petreles y pardelas (Procellariidae, $n=136$), albatros (Diomedidae, $n=66$), macáes (Podicipedidae, $n=57$), y gaviotas (Laridae, $n=47$). El Pingüino Patagónico (*Spheniscus magellanicus*) fue la especie con mayor número de observaciones ($n=1691$), presentando un patrón de abundancia temporal con máximos entre los meses de febrero y mayo. En la distribución de otras especies con registros numerosos (*Ardenna gravis* y *Puffinus puffinus*) también se observó una tendencia estacional desde enero a mayo, y desde noviembre a marzo, respectivamente. Se presentan las características del programa, las actividades realizadas por los voluntarios y la diversidad de los registros.

PALABRAS CLAVE: *Argentina, aves, carcasas, mamíferos marinos, monitoreo, tortugas marinas*

ABSTRACT: The Coastal Team of Marine Fauna and Environment Observers (ECOFAM) is a citizen science program that promotes, through the participation of volunteers from local communities, the generation of quality information about the environment and marine fauna on the Atlantic coast of Argentina. During the first two years of activities on the coast of Buenos Aires Province (September 2020–August 2022), 82 volunteers conducted beach patrols for 953 hours and recorded 2297 carcasses of a total of 53 species, including birds ($n=2069$, 35 species), sea turtles ($n=7$, 3 species), and marine mammals ($n=221$, 16 species). The observations were recorded through the iNaturalist portal, and an additional application was developed to facilitate the identification of carcasses. Among the birds, penguins (Fam. Spheniscidae) were the most abundant ($n=1712$), followed by petrels and shearwaters (Procellariidae, $n=136$), albatrosses (Diomedidae, $n=66$), grebes (Podicipedidae, $n=57$), and gulls (Laridae, $n=47$). The Magellanic Penguin (*Spheniscus magellanicus*) was the species with the highest number of observations ($n=1691$) and exhibited an abundance pattern with peaks from the months of February to May. For the distribution of other species with numerous records (*Ardena gravis* and *Puffinus puffinus*), a seasonal trend was also observed from January to May and from November to March, respectively. The program's features, the activities carried out by volunteers, and the diversity of the records are presented.

KEYWORDS: *Argentina, beach surveys, birds, marine mammals, sea turtles, stranded carcasses*

La ciencia ciudadana, ciencia comunitaria o participación del público en investigación científica es una tendencia creciente en los proyectos de ciencia formal, que recluta a personas interesadas en las actividades científicas, el monitoreo y la experimentación a través de una amplia gama de disciplinas (Theobald et al. 2015). Desde la administración pública, los institutos de investigación, las universidades y las organizaciones de la sociedad civil se desarrollan iniciativas que propician la participación de la ciudadanía en una o más de sus etapas y comprenden los más variados temas. Así, los proyectos de ciencia ciudadana concernientes a la biodiversidad están creciendo globalmente en número, tamaño y alcance, y ganan reconocimiento como fuente de valiosa información que construyen compromiso público (Burgess et al. 2017). La misma tendencia se observa en los programas de ciencia ciudadana orientados a temáticas relativas al ambiente y a los organismos marinos. La distribución geográfica de los proyectos de ciencia ciudadana marina se concentra principalmente en América del Norte, Europa y Oceanía, y en menor medida en América del Sur, África y Asia (Thiel et al. 2014, Kelly et al. 2020). La participación de los voluntarios puede incluir, por ejemplo, la toma de muestras de agua, el registro de parámetros ambientales, la presencia de organismos (aves playeras y marinas, mamíferos, tortugas, peces, corales y algas), el monitoreo de las capturas de pesca recreativa y los censos de residuos (Thiel et al. 2014, Kelly et al. 2020).

En relación al registro costero de la mortandad de la fauna marina, diversos programas de investigación se han enfocado en el monitoreo de playas, registrando el hallazgo de carcasas de aves, tortugas y mamí-

feros marinos, en muchos casos con la colaboración de voluntarios y pobladores locales. La observación y registro de organismos varados por parte de los ciudadanos han contribuido de manera importante a los estudios de mortandad de diversos taxones, especialmente aquellos casos que tuvieran relación con actividades antrópicas (Thiel et al. 2014). Estas iniciativas han demostrado los beneficios de involucrar a las comunidades en la ciencia, no solo proporcionando datos, sino también para crear conciencia sobre la salud del ecosistema marino (Glencross et al. 2021). Como ejemplos de este tipo de programas y con más de 20 años de monitoreo regular, podemos mencionar a COAAST, BeachCOMBERS o SEANET en los Estados Unidos de América (Harris et al. 2006, Parrish et al. 2017, Donnelly-Greenan et al. 2019) y el programa neozelandés Beach Patrollers, iniciado en 1951 (Powlesland & Imber 1988).

En América del Sur se destacan numerosas publicaciones relativas a monitoreo de playas (mayormente sin participación ciudadana) que registran varamientos de uno o más grupos de megafauna marina, principalmente en Brasil (Petry & Fonseca 2002, Petry et al. 2004, Mäder et al. 2010, Mariani et al. 2019, Brusius et al. 2021, Cutrim et al. 2021, Dalastira et al. 2022, Prado et al. 2022, y otros), en algunos casos con datos obtenidos del Proyecto de Monitoreo de Praias PETROBRAS ejecutado a lo largo de miles de kilómetros de costa (Dias et al. 2021). En Argentina los programas de monitoreo de animales varados en las playas son escasos y, a excepción de la primera etapa del Programa “Equipo Costero de Observadores de Fauna y Ambiente Marinos” (ECOFAM) entre 2007 y 2009, dichos programas no han sido llevados adelan-

te con participación ciudadana (Tamini & Dellacasa 2019). En su mayoría esos relevamientos fueron acotados en el tiempo o en la extensión geográfica, o bien estuvieron dirigidos a una única especie o grupo de organismos: tal es el caso del Programa Regional de Investigación y Conservación de Tortugas Marinas de la Argentina (PRICTMA) entre 2003 y 2008 (Prosdoci mi et al. 2016) y otros monitoreos, como los realizados por Narosky y Fiameni (1986), García Borboroglu et al. (2010) y Jorge (2016).

ECOFAM se propone como un programa educativo, científico y participativo, donde se destaca el rol activo de la ciudadanía. Su objetivo es generar información científica de calidad en la zona costera de Argentina, a partir de la colecta de datos tomados por voluntarios locales, y utilizando como centinelas o potenciales indicadores de cambios ambientales y en el ecosistema a las especies de la fauna marina de tres grandes grupos de vertebrados: aves, mamíferos y tortugas marinas. Considerando la importancia de contar con información de base sobre la distribución de carcasas, el presente trabajo se propone: i. caracterizar ECOFAM y las actividades realizadas por los voluntarios durante los dos primeros años del programa; ii. detallar la diversidad de especies registradas; y iii. analizar algunos aspectos de su distribución espacial y temporal.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

ECOFAM se inició, como una segunda etapa del programa, en el mes de septiembre de 2020 en el área costera de la provincia de Buenos Aires. Específicamente entre las localidades de Mar de Cobo ($37^{\circ}46'S$, $57^{\circ}27'O$) al norte, y el Balneario Marisol ($38^{\circ}56'S$, $60^{\circ}31'O$) al sur, comprendiendo los partidos de Mar Chiquita, General Pueyrredón, General Alvarado, Lobería, Necochea, San Cayetano y Tres Arroyos. Posteriormente se incorporaron las localidades de Nueva Atlantis ($36^{\circ}45'S$, $56^{\circ}40'O$), Partido de La Costa (agosto 2021 a junio 2022) y Punta Lara ($34^{\circ}49'S$, $57^{\circ}59'O$), Partido de Ensenada (mayo a noviembre 2021) (Fig. 1). Con excepción de Punta Lara, situada sobre la costa del Río de La Plata, y en base a los procesos marinos, fluviales y eólicos que regulan este espacio, pueden diferenciarse tres tipos de costa dentro del área de estudio: la costa de dunas (desde el Cabo San Antonio hasta Mar Chiquita), la costa acantilada (al sur de Mar de Cobo, con exposiciones entre Mar del Plata y la desembocadura del Río Quequén) y la costa de dunas colgadas, que se extiende desde el sur de Mar del Plata hasta Coronel Rosales (Marcomini & López 2016). Las costas del litoral bonaerense están expuestas a la acción del oleaje, prevaleciendo los trenes de olas provenientes del este, sur y sur-sureste, lo que origina una corriente de deriva litoral neta hacia el norte, con excepción del extremo sur donde se reconoce en algunos sectores de deriva con sentido inverso. El régimen

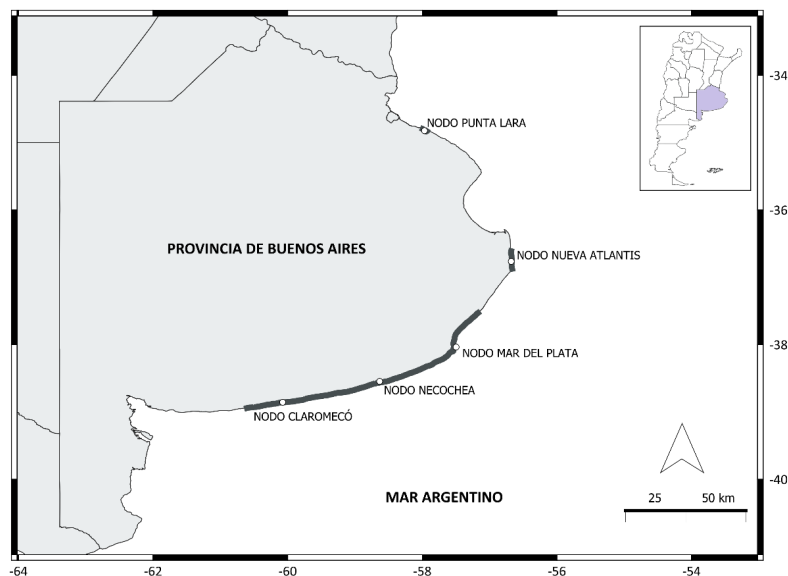


Figura 1. Mapa del área de estudio con los cinco nodos de voluntarios y sus respectivos sectores de playa.

mareal es semidiurno con desigualdades diurnas. Las amplitudes de marea son variables, siendo micromareales desde el Río de la Plata hasta Quequén, y de Quequén hacia el sur, mesomareales (Marcomini & López 2016).

Trabajo de campo y registro de observaciones

Se realizó un primer taller introductorio, luego los voluntarios se agruparon según su lugar de residencia en alguno de los cinco nodos conformados durante esta etapa del programa: Mar del Plata, Necochea, Claramecó, Nueva Atlantis y Punta Lara (Fig. 1). El protocolo para el trabajo de campo incluyó las indicaciones necesarias para efectuar las recorridas de playa de manera eficiente en cuanto a la detección de carcasas, su identificación, fotografía y registro. Para que los voluntarios pudieran realizar su trabajo de forma segura, se brindaron recomendaciones relativas a prevención de accidentes, higiene, mareas, clima y un listado de objetos sugeridos para llevar a la playa. En los meses posteriores se ofreció a los participantes una serie de capacitaciones para perfeccionarse en la identificación de especies y el registro fotográfico de las carcasas, así como información de la historia de vida de algunos grupos de la fauna marina de interés para el programa.

Las salidas de campo dieron inicio a partir de septiembre de 2020. Los participantes recorrieron regularmente y a lo largo de todo el año el sector de playa de su localidad escogido, con una frecuencia mensual (mínima) o quincenal (óptima). Las recorridas se realizaron a pie (playas de hasta 4 km de extensión) o en vehículo (playas de más de 4 km de extensión o alejadas de las localidades), cubriendo especialmente el sector entre el mar y la línea máxima de pleamar. El objetivo fue localizar la presencia de carcasas (individuos muertos o restos) de aves, mamíferos y tortugas marinas depositadas en la playa. Los hallazgos de carcasas fueron registrados a través de la plataforma iNaturalist, tanto desde la aplicación móvil en el mismo momento de la observación como posteriormente en el sitio web (www.inaturalist.org/projects/ecofam). La plataforma iNaturalist funciona aceptando los datos de presencia recopilados por el usuario, lo que se denomina una «observación». Cada observación es individual, referenciada espacial y temporalmente (fecha y coordenadas geográficas) y va acompañada de fotografías y otros detalles adicionales (madurez, condición de la carcasa, etc.). Si bien los usuarios pueden sugerir su propia identificación del espécimen a nivel especie o grupo, cada observación está sujeta a la opinión y acuerdo por parte de otros miembros de la comunidad para ser validada, procurando alcanzar

el nivel taxonómico más bajo posible. Para ello, se evalúa el conjunto de datos que compone cada observación y las fotografías. Cuando existe acuerdo en la identificación de una observación de al menos dos de tres usuarios, ese registro alcanza el nivel más alto en cuanto a calidad y se denomina “Grado de Investigación”. Para evitar contar nuevamente una carcasa ya registrada en futuras visitas al sitio, cada una fue marcada y dejada en el lugar.

Con el propósito de facilitar el trabajo de los participantes y mejorar sus habilidades se elaboró una herramienta digital de identificación de carcasas, debido a que la acción del mar, el viento y la arena sobre los organismos varados muchas veces dificultan esta tarea. Esta guía contiene características, información y fotografías en formato fichas para 58 especies de fauna marina (<https://ecofam.avesargentinas.org.ar/>).

RESULTADOS

En las recorridas realizadas por los voluntarios del programa ECOFAM efectuadas durante los dos primeros años (entre septiembre de 2020 y agosto de 2022) se registraron 2297 carcasas o restos pertenecientes, al menos a, 53 especies de aves, mamíferos y tortugas marinas (Tabla 1). En un 90.77% de los registros ($n=2085$) se logró una identificación a nivel específico, en un 8.71% ($n=200$) se alcanzó a determinar el orden, la familia o el género al que pertenecen y un 0.52% ($n=12$) correspondió a observaciones casuales, efectuadas por fuera del protocolo de recorridas o en sitios no incluidos dentro del área de estudio (Tabla 1).

Más del 60% de los voluntarios permanecieron en el programa a lo largo de estos dos primeros años. Con muy pocas excepciones, el trabajo de campo pudo ser realizado en todas las localidades, al menos con la frecuencia mínima (mensual) propuesta. La disponibilidad horaria de los voluntarios y la actividad turística en playas céntricas durante el verano, fueron identificados como los principales factores que impidieron mantener la regularidad en las recorridas. Un total de 82 voluntarios efectuaron el trabajo de campo, concretando 556 recorridas de playa con una duración total de 953 horas, 44 minutos (Tabla 2). Teniendo en cuenta que las recorridas fueron realizadas tanto de forma individual como grupal, el tiempo total que los voluntarios han invertido en su participación en ECOFAM asciende a 1665 horas (esta cifra es la sumatoria de la duración en horas de cada recorrida, multiplicado por el número de participantes en cada ocasión). En 364 recorridas (65.47%) se registraron una o más carcasas. La tasa de encuentro de carcasas

por hora (número de carcassas registradas por hora de recorrida de playa), fue en promedio de 2.41 con un mínimo de 0.07 para el nodo Punta Lara y un máximo de 5.24 para el nodo Claromecó.

Las aves constituyeron el principal grupo de vertebrados marinos registrado por los voluntarios. Las 2069 carcassas halladas pertenecieron a 11 familias y 34 especies (Tabla 1). Más del 80% de los registros de aves correspondieron a 2 especies de pingüinos: Pin-

güino Patagónico (*Spheniscus magellanicus*) con 1691 registros y Pingüino Penacho Amarillo (*Eudyptes chrysocome*) con 3 registros. A pesar de que se observaron carcassas en todos los meses, la presencia de Pingüino Patagónico mostró una marcada estacionalidad en los registros entre mediados del verano y fines de otoño de cada año (Fig. 2), con predominio de individuos juveniles del primer año (98%). Otras aves, como la Pardela Cabeza Negra (*Ardenna gravis*) y la Pardela Boreal (*Puffinus puffinus*), junto al Macá Grande (*Podiceps major*) contaron con más de 50 registros cada una (Tabla 1). En el caso de ambas especies de pardelas se observó un mayor número de registros durante ciertos meses del año, denotando una presencia estacional en primavera y verano para la Pardela Boreal (Fig. 3), y en verano y otoño para la Pardela Cabeza Negra (Fig. 4). Entre las aves pelágicas se destacaron los registros para el Petrel Cabeza Parda (*Pterodroma incerta*), el Prión Pico Fino (*Pachyptila belcheri*) y el Petrel Azulado (*Haloabaena caerulea*) que se distribuyen especialmente en alta mar, y el hallazgo de grandes albatros (*Diomedea* sp.), como el Albatros Errante (*D. exulans*) y el Albatros Real (*D. epomophora*) (Tabla 1).

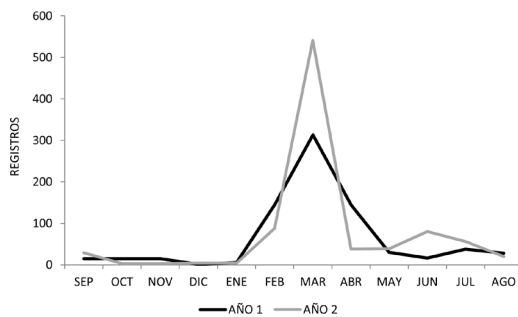


Figura 2. Distribución mensual de registros de Pingüino Patagónico, obtenidos por los voluntarios del programa ECOFAM. AÑO 1 (2020-21), AÑO 2 (2021-22).

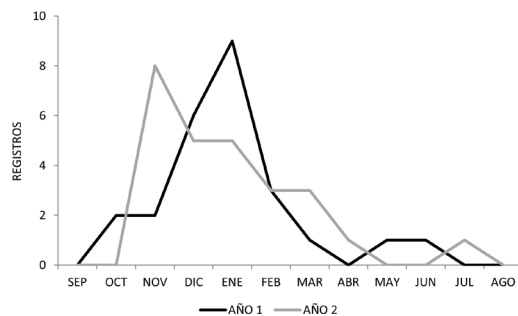


Figura 3. Distribución mensual de registros de Pardela Boreal, obtenidos por los voluntarios del programa ECOFAM. AÑO 1 (2020-21), AÑO 2 (2021-22).

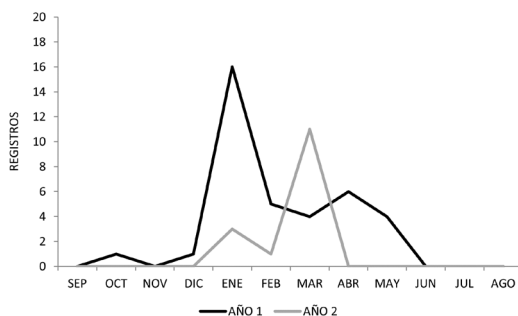


Figura 4. Distribución mensual de registros de Pardela Cabeza Negra, obtenidos por los voluntarios del programa ECOFAM. AÑO 1 (2020-21), AÑO 2 (2021-22).

Se registraron 7 carcassas de tortugas marinas pertenecientes a 2 familias. Todas ellas pudieron ser identificadas a nivel de especie: Tortuga Verde (*Chelonia mydas*), Tortuga Cabezona (*Caretta caretta*) y Tortuga Laúd (*Dermodochelys coriacea*). Dos tercios de las observaciones correspondieron al nodo Nueva Atlantis (Tabla 1).

Además, fueron reportadas 221 carcassas de mamíferos marinos correspondientes a 8 familias y 16 especies. Un 77.37% de los registros ($n=171$) pudo ser identificado a nivel de especie, de los cuales los Lobos Marinos de Uno (*Otaria byronia*) y de Dos Pelos (*Arctocephalus australis*) representaron una gran mayoría ($n=131$). El Delfín Franciscana (*Pontoporia blainvillei*) fue la tercera especie de mamífero en importancia en cuanto a cantidad de registros ($n=15$), los cuales ocurrieron exclusivamente entre los meses de octubre y abril. Dentro de los mamíferos marinos registrados se destacaron dos especies de ballenas picudas o zifios (*Mesoplodon layardii* y *Ziphius cavirostris*), así como observaciones para la Ballena Fin (*Balaenoptera physalus*), la Ballena Jorobada (*Megaptera novaeangliae*) y el Cachalote Pigmeo (*Kogia breviceps*) (Tabla 1).

DISCUSIÓN

Para muchas especies amenazadas, raras o endémicas, los registros de varamientos son la principal fuente de información en lo referente a frecuencia, causa de muerte, dieta, etc. (Dalastra et al. 2022).

Entre las causas de muerte pueden considerarse algunos motivos que inciden directa o indirectamente, atribuibles tanto a fenómenos naturales como relacionados con actividades humanas. Como causas naturales se pueden mencionar episodios de condiciones climáticas adversas, alteraciones en las corrientes marinas, eventos de marea roja, enfermedades, escasez de presas, etc. (Martuscelli et al. 1997, Jessup et al. 2009, García Borboroglu et al. 2010, Tavares et al. 2016, 2020, Morgenthaler et al. 2018), mientras que entre las actividades humanas podemos considerar la contaminación por hidrocarburos y metales pesados, ingesta de plásticos, sobrepesca, captura incidental, tráfico marítimo, exploración petrolífera, etc. (Simeone et al. 1999, Tamini et al. 2002, Žydelis et al. 2006, Hamel et al. 2009, Brandão et al. 2011, González Carman et al. 2011, Di Benedetto & Siciliano 2017). Se ha identificado que varios grupos y especies de la fauna marina pueden actuar como centinelas o indicadores de cambios ambientales o en el ecosistema (Boersma 2008, Clark-Wolf et al. 2024).

Los estudios a largo plazo proporcionan datos esenciales sobre la cantidad de carcasas depositadas en las playas, incluyendo la composición específica y extensión espacial y temporal de la mortalidad (Glencross et al. 2021). Esta información es de valor potencial para los administradores e investigadores que pueden incorporarla a las evaluaciones de tendencias poblacionales (Bodkin & Jameson 1991). En una revisión de sucesos de mortandad para las pardelas del género *Ardenna*, Glencross et al. (2021) consideran que hay una ausencia de criterios y definiciones para los eventos de mortandad masiva que involucran aves ('wrecks') y, por otro lado, han detectado un sesgo hacia la publicación en artículos científicos e informes sólo de los eventos más importantes. En muchos casos, si no fuera por el registro sistemático aportado por grupos de voluntarios organizados, se perdería información sumamente valiosa. No obstante, los análisis de los datos provenientes de varamientos deben ser analizados con precaución ya que solo una fracción de los organismos muertos en el mar alcanza la costa por acción de los vientos y corrientes marinas (Hart et al. 2006).

Por otro lado, la calidad de la información resulta fundamental para establecer patrones de presencia de carcasas en tiempo y espacio asociados a los distintos organismos y en ocasiones se convierte en un obstáculo importante para el uso científico de los datos aportados por la ciencia ciudadana (Dellacasa & Tamini 2022). Esto se debe en parte a la percepción de algunos investigadores respecto de la rigurosidad

del registro de la información y, en última instancia, la calidad de la misma (Burgess et al. 2017). Con protocolos apropiados, capacitación y supervisión, los voluntarios pueden recopilar datos de calidad iguales a los recogidos por expertos (Danielsen et al. 2014). En el caso de los resultados presentados en este trabajo, más del 90% de los registros obtenidos en el marco del Programa ECOFAM son considerados de alta calidad (Grado de Investigación) una vez que han sido revisados por la comunidad de iNaturalist, una proporción que otorga confiabilidad y robustez a los datos.

La totalidad de las especies identificadas pertenecen a organismos cuya presencia ha sido previamente confirmada para el Mar Argentino (Rodríguez & Bastida 2010, Prosdocimi et al. 2016, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable & Aves Argentinas 2017). Sin embargo, varias observaciones se destacan por su numerosidad (Pingüino Patagónico, Lobos Marinos de Uno y Dos Pelos), por tratarse de especies amenazadas (Delfín Franciscana, Tortugas Cabezona y Laúd) o con escasos registros anteriores para el área bonaerense (Ballena Fin, Cachalote Pigmeo y albatros del género *Diomedea*).

El litoral marítimo de la provincia de Buenos Aires es utilizado por un importante número de especies de aves marinas y playeras como sitio de reproducción, reaprovisionamiento e invernada (Silva Rodríguez et al. 2005). Las aves constituyeron el grupo más diverso y con mayor número de reportes e incluyeron especies pelágicas, costeras y otras más frecuentemente asociadas a humedales continentales.

El Pingüino Patagónico es la especie más abundante en los varamientos en el sudeste bonaerense (Jorge 2016), en coincidencia con los registros del presente trabajo. Varias publicaciones de relevamientos de playas en el sur de Brasil determinaron que esta ave también fue la que presentó mayor cantidad de registros en esa área (Petry & Fonseca 2002, Mäder et al. 2010, Scherer et al. 2011, Dalastra et al. 2022). Asimismo, la marcada prevalencia de individuos juveniles sobre el total de varamientos de Pingüino Patagónico ha sido reportado en varios trabajos previos (García Borboroglu et al. 2010, Mäder et al. 2010, Scherer et al. 2011, Jorge 2016), así como una baja tasa de supervivencia estimada para esta clase etaria en colonias de Patagonia (Stokes et al. 2014, Pozzi 2015). La población atlántica del Pingüino Patagónico se reproduce a lo largo de las costas de la Patagonia argentina desde el complejo Islote Lobos (provincia de Río Negro) hacia el sur hasta el canal de Beagle (provincia de Tierra del Fuego, Antártida e Islas del Atlántico Sur). Cada año hacia fines del verano, la especie abandona sus colo-

nias y realizan una migración invernal desplazándose en muchos casos hacia el norte (García Borboroglu et al. 2010, Yamamoto et al. 2019, Barrionuevo et al. 2020), alcanzando aguas del sur de Brasil hasta Río de Janeiro (21°S) en algunos casos. Los picos de abundancia observados entre febrero y mayo (Fig. 2) coinciden aproximadamente con la etapa inicial de su viaje migratorio (García Borboroglu et al. 2010, Yamamoto et al. 2019, Barrionuevo et al. 2020).

Cabe mencionar la información referida a la presencia de Pingüino Penacho Amarillo en la zona. Entre 1983 y 1985, Narosky & Fiameni (1986) visitaron periódicamente un sector de 4 km de playa en la localidad de Costa Bonita, provincia de Buenos Aires (38°33'S, 58°37'O) registrando las especies de aves que observaron, entre ellas un total de 118 individuos de Pingüino Penacho Amarillo muertos o moribundos. Entre 2006 y 2008, durante las salidas de campo realizadas en el marco de la primera etapa del programa ECOFAM, fue hallada solo una carcasa de esta especie unos 15 km al sur de Necochea (Tamini & Dellacasa, datos no publicados), y tres individuos en las recorridas durante el periodo 2020-2022 del presente trabajo. Esta disminución en la presencia de carcasas de Pingüino Penacho Amarillo en las últimas décadas podría estar relacionada con el fuerte declive en la población que nidifica en las Islas Malvinas, hecho que tuvo lugar a mediados de los años '80 y teniendo en cuenta que su rango de distribución llega hasta aguas del sudeste bonaerense durante la temporada no reproductiva (Bingham 2002, Pütz et al. 2002).

Con el objetivo de ampliar el conocimiento sobre algunas especies es importante mencionar que, por ejemplo, el Macá Grande presenta una extensa distribución en nuestro país, incluyendo toda la costa marítima continental e Islas Malvinas (de la Peña 2013). Por este motivo es esperable que las carcasas halladas correspondan a aves residentes en la zona (Narosky & Fiameni 1987, García y Gómez Laich 2007). La presencia de Pardela Boreal es fuertemente estacional y coincide con el periodo estival durante el cual frecuente aguas del Atlántico Sur (Fig. 3). Lo mismo ocurre con la Pardela Cabeza Negra (Fig. 4), observada habitualmente en el Mar Argentino durante el verano y parte del otoño (Onley & Scofield 2010). Por otro lado, los registros de algunas especies de hábitos pelágicos (Petrel Cabeza Parda, Prion Pico Fino, Petrel Azulado y los albatros del género *Diomedea*) fueron poco numerosos pero relevantes, teniendo en cuenta sus áreas de distribución en alta mar y escasos registros previos en aguas costeras en esta zona (Onley & Scofield 2010, Orgeira 2011, Kylin 2013).

Las observaciones de carcasas de tortugas marinas correspondieron a tres de las cuatro especies confirmadas para el Mar Argentino (Prosdocimi et al. 2016). Casi en su totalidad los registros fueron de Tortuga Cabezona y Tortuga Laúd, las dos especies más frecuentes en los varamientos de tortugas marinas en la provincia de Buenos Aires (González Carman et al. 2011).

Entre los mamíferos marinos se destacan los registros de ballenas picudas o zifios (Familia Ziphiidae), animales muy poco conocidos debido a sus hábitos esquivos y vivir en aguas profundas. Varias de las 22 especies que integran este grupo no han sido nunca observadas vivas y lo que se conoce de ellas es a partir del estudio de unos pocos individuos varados (Dalebout et al. 2008, Ellis y Mead 2017). Muchos de los hallazgos correspondientes a las dos especies de lobos marinos posiblemente correspondan a individuos establecidos en la zona, teniendo en cuenta la existencia de asentamientos no reproductivos de ambas especies en los puertos de Mar del Plata y Necochea (Giardino et al. 2017, Giardino G y Mandiola MA, com. pers.).

En el caso del Delfín Franciscana, se trata de una especie endémica que habita aguas costeras del sur de Brasil, Uruguay y Argentina. Es el mamífero marino más amenazado del Atlántico Sud Occidental debido principalmente a la captura incidental que sufre en pesquerías artesanales de pequeña escala (Berninsone et al. 2020). Los registros de Jorge (2016) para el Delfín Franciscana en la zona de Villa Gesell, provincia de Buenos Aires corresponden a los meses de verano. La continuidad en el registro de carcasas de esta especie permitiría confirmar si la estacionalidad observada (octubre a abril) se mantiene en años posteriores y establecer asociaciones con posibles causas de mortalidad (e.g., un incremento estacional en el esfuerzo de la flota pesquera artesanal). De hecho, para la costa del sur de Rio Grande do Sul, Prado et al. (2016) han podido establecer que los periodos de aparición de un mayor número de delfines en las playas coinciden con aquellos de elevado esfuerzo pesquero.

Finalmente sería importante que los grupos de investigación y las instituciones lograran capitalizar el interés y voluntad de la ciudadanía en el estudio y conservación de organismos marinos y su ambiente. ECOFAM es una iniciativa que podría replicarse fácilmente en otros puntos de la costa argentina promoviendo la interacción entre científicos y pobladores locales, con el propósito de conocer y preservar los ambientes costeros (Dellacasa & Tamini 2022).

AGRADECIMIENTOS

ECOFAM es liderado por el Programa Marino de Aves Argentinas y la Estación Hidrobiológica de Puerto Quequén (dependiente del Museo Argentino de Ciencias Naturales “Bernardino Rivadavia”) y contó con el financiamiento de The National Geographic Society (NGS-64194E-19). Agradecemos a todos quienes han participado y participan como voluntarios, sin cuya dedicación, esfuerzo y compromiso no sería posible llevar adelante esta iniciativa. A Yanet Aban, Gastón Acuña, Eliana Agrelo, Florencia Albelo, Andrea Algañaraz, Sebastián Alonso, Martina Battista, Laura Berzioli, Jorge Bilbao, Verónica Bozzo, Diana Carranza, Lucas Centeno, Facundo Cerviño, Tarek Cristaldi, María Rosa Cuevas, Mayra Desantis, Macarena De Martino, Marisa Díaz, Juan Gasverde, María Giménez, Sofía Gonzalo, Carolina Jerez, Valentina Larrea, Alana Luján, Fernando Marchal, Catalina Mariño, Andrea Massaccesi, Florence Melara Castillo, Daiana Merino, Andrea Miglio, María Mercedes Miró, Lucio Moli, Joaquín Moorlag, Josefina Morales, Ulises Morena Almenta, Esteban Murillo, Manuela Murillo, Paula Natalucci, Laura Ortiz, Bianca Pereslindo, Carlos Pereslindo, Sebastián Preisz, Facundo Rojas Romero, Luisina Ruiz, Marcelo Scorenco, Fernando Segura, Hugo Valencia, Rodrigo Velázquez, Daira Vázquez, Carmen Yardin, Maximiliano Yunes, Néstor Zoquini. A Leonel Roget, Gisela Giardino, Diego Albareda, Melina Barrionuevo, Noelia García Scheuschner, Carolina Llamedo, Luis Parravicini, Karina Arias, Enrique Cerfoglio, Noelia Salmena, Joaquín Ghorzo, Fernando Miñarro, Francisco González Táboas, Delegación Municipal Claromecó - Municipalidad de Tres Arroyos, Secretaría de Bromatología y Medio Ambiente - Municipalidad de Tres Arroyos, Municipalidad de Lobería y Municipalidad de Necochea. Al Editor Asociado y los revisores anónimos cuyas sugerencias mejoraron significativamente el manuscrito original. Contribución INIDEP N° 2355.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- 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:e02325. <https://doi.org/10.1111/jav.02325>
- Berninsone LG, Bordino P, Gnecco M, Foutel M, Mackay AI, Werner TB (2020) Switching Gillnets to Longlines: An Alternative to Mitigate the Bycatch of Franciscana Dolphins (*Pontoporia blainvillei*) in Argentina. *Frontiers in Marine Science* 7:699. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00699>
- Bingham M (2002) The decline of Falkland Islands penguins in the presence of a commercial fishing industry. *Revista Chilena de Historia Natural* 75:805–818
- Bodkin JL, Jameson RJ (1991) Patterns of seabird and marine mammal carcass deposition along the central California coast, 1980–1986. *Canadian Journal of Zoology* 69:1149–1155. <https://doi.org/10.1139/z91-163>
- Boersma PD (2008) Penguins as Marine Sentinels. *BioScience* 58(7):597–607. <https://doi.org/10.1641/B580707>
- Brandão ML, Braga KM, Luque JL (2011) Marine debris ingestion by Magellanic penguins, *Spheniscus magellanicus* (Aves: Sphenisciformes), from the Brazilian coastal zone. *Marine Pollution Bulletin* 62:2246–2249. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.07.016>
- Brusius BK, Buss De Souza R, Pereira De Freitas RA, Barbieri E (2021) Effects of environmental variables on Magellanic penguin (*Spheniscus magellanicus*) strandings in southeastern Brazil. *Ocean & Coastal Management* 210:105704. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2021.105704>
- Burgess HK, Debey LB, Froehlich HE, Schmidt N, Theobald EJ, Ettinger AK, Hillerislambers J, Tewksbury J, Parrish JK (2017) The science of citizen science: Exploring barriers to use as a primary research tool. *Biological Conservation* 208:113–120. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.05.014>
- Clark-Wolf TJ, Holt KA, Johansson E, Nisi AC, Rafiq K, West L, Boersma PD, Hazen EL, Moore SE, Abrahms B (2024) The capacity of sentinel species to detect changes in environmental conditions and ecosystem structure. *Journal of Applied Ecology*. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14669>
- Cutrim CHG, Munhoz ILA, Azevedo Koch EB, Rêgo RDSC, Araújo VA (2021) Seasonality of stranded marine tetrapod fauna in the Paraty Bay, Rio de Janeiro, Brazil. *Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais* 12:157–171. <https://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2021.010.0014>
- Dalastra A, Branco JO, Port D (2022) Caracterização da avifauna aquática no Litoral Centro-Norte do Estado de Santa Catarina (Brasil) a partir de dados de encalhe. *Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology* 26:1–13. <https://doi.org/10.14210/bjast.v26n1.17064>
- Dalebout ML, Steel D, Baker CS (2008) Phylogeny of the Beaked Whale Genus *Mesoplodon* (Ziphiidae: Cetacea) Revealed by Nuclear Introns: Implications for the Evolution of Male Tusks. *Systematic Biology* 57:857–875. <https://doi.org/10.1080/10635150802559257>
- Danielsen F, Jensen PM, Burgess ND, Altamirano R, Alviola PA, Andrianandrasana H, Brashares JS, Burton AC, Coronado I, Corpuz N, Enghoff M, Fjeldså J, Funder J, Holt S, Hübertz H, Jensen AE, Lewis R, Massao J, Mendoza MM, Ngaga Y, Pipper CB, Poulsen MK, Rueda RM, Sam MK, Skielboe T, Sørensen M, Young R (2014) A Multicountry Assessment of Tropical Resource Monitoring by Local Communities. *BioScience* 64:236–251. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14669>

- doi.org/10.1093/biosci/biu001
- Dellacasa RF, Tamini LL (2022) ECOFAM. Construyendo conocimiento a la orilla del mar. *Aves Argentinas* 64:30–33
- 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* 125:330–333. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.09.044>
- Dias RB, Rabinovici A, Ferro De Godoy D (2021) Projeto de monitoramento de praias (PMP): potencialidades e limites para a conservação costeira e marinha. *Journal of Integrated Coastal Zone Management* 21:55–63
- Donnelly-Greenan E, Harvey J, Devogelaere A, Nevins H, Lindsey J, McMorran R, Marek J, Grant C, Martin M, Harris M, Knaub S, Benson SR, Chang L, Phillips EM (2019) *Coastal Ocean Mammal and Bird Education and Research Surveys (BeachCOMBERS), 1997–2017: Twenty years of monitoring the California coast*. Moss Landing Marine Laboratories, San Jose State University. Unpublished Report
- Ellis RE, Mead JG (2017) *Beaked Whales. A complete guide to their biology and conservation*. John Hopkins University Press, Baltimore
- García GO, Gómez Laich A (2007) Abundancia y riqueza específica en un ensamble de aves marinas y costeras del sudeste de la Provincia de Buenos Aires, Argentina. *El Hornero* 22:9–16
- García Borboroglu P, Boersma PD, Ruoppolo V, Pinho-Da-Silva-Filho R, Corrado-Adornes A, Conte-Sena D, Vellozo R, Myiaji-Kolesnikovas C, Dutra G, Maracini P, Carvalho Do Nascimento C, Ramos-Júnior V, Barbosa L, Serra S (2010) Magellanic penguin mortality in 2008 along the SW Atlantic coast. *Marine Pollution Bulletin* 60:1652–1657. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.07.006>
- Giardino G, Bastida J, Mandiola A, Bastida R, Rodriguez D (2017) Estimated population size of two South American sea lion male haulouts from the northern coast of Argentina. *Mammalia* 81:197–202. <https://doi.org/10.1515/mammalia-2015-0147>
- Glencross JS, Lavers JL, Woehler EJ (2021) A proposed framework for reporting mass mortality (wreck) events of seabirds. *ICES Journal of Marine Science* 78:1935–1942. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsab046>
- González Carman V, Álvarez KC, Prosdócimi L, Inchaurrega MC, Dellacasa RF, Faiella A, Echenique C, González R, Andrejuk J, Mianzan HW, Campagna C, Albareda DA (2011) Argentinian coastal waters: A temperate habitat for three species of threatened sea turtles. *Marine Biology Research* 7:500–508. <https://doi.org/10.1080/17451000.2010.528772>
- Hamel NJ, Burger AE, Charleton K, Davidson P, Lee S, Bertram DF, Parrish JK (2009) Bycatch and beached birds: assessing mortality impacts in coastal net fisheries using marine birds strandings. *Marine Ornithology* 37:41–60
- Harris RJ, Tseng F, Pokras M, Suedmeyer BA, Bogart JSH, Prescott RL, Newman S (2006) Beached bird surveys in Massachusetts: The seabird ecological assessment network (SEANET). *Marine Ornithology* 34:115–122
- Hart KM, Mooreside P, Crowder LB (2006) Interpreting the spatio-temporal patterns of sea turtle strandings: Going with the flow. *Biological Conservation* 129:283–290. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.10.047>
- Jessup DA, Miller MA, Ryan JP, Nevins HM, Kerkering HA, Mekebri A, Crane DB, Johnson TA, Kudela RM (2009) Mass Stranding of Marine Birds Caused by a Surfactant-Producing Red Tide. *PLOS ONE* 4:e4550. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0004550>
- Jorge DM (2016) *Ocurrencia y diversidad de grandes vertebrados marinos varados en playas del Partido de Villa Gesell, provincia de Buenos Aires*. Tesis de Grado, Universidad Nacional de Mar del Plata, Mar del Plata, Argentina
- Kelly R, Fleming A, Pecl GT, Von Gönner J, Bonn A (2020) Citizen science and marine conservation: a global review. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 375:20190461. <https://doi.org/10.1098/rstb.2019.0461>
- Kylin H (2013) Birds and mammals off the northern coast of Argentina: first report of an association between birds and a feeding Pygmy Right Whale *Caprea marginata*. *Ornis Svecica* 23:117–122
- Mäder A, Sander M, Casa Jr. G (2010) Ciclo sazonal de mortalidade do pingüim-de-Magalhães, *Spheniscus magellanicus* influenciado por fatores antrópicos e climáticos na costa do Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Ornitologia* 18:228–233
- Marcomini SC, López RA (2016) Geología de la costa marina bonaerense. Pp. 20–41 en: Athor J, Celsi CE (eds) *La Costa Atlántica de Buenos Aires – Naturaleza y Patrimonio Cultural*. Fundación de Historia Natural Félix de Azara, Buenos Aires
- Mariani D, De Almeida BJ, Febrônio A, Vergara-Parente J, Souza F, Mendonça F (2019) Causes of mortality of seabirds stranded at the Northeastern coast of Brazil. *Pesquisa Veterinária Brasileira* 39:523–529. <https://doi.org/10.1590/1678-5150-PVB-5812>
- Martuscelli P, Silva RS, Olmos F (1997) A large prion *Pachyptila* wreck in south-east Brazil. *Cotinga* 8:55–57
- Ministerio De Ambiente Y Desarrollo Sustentable, Aves Argentinas (2017) *Categorización de las Aves de la Argentina (2015)*. Informe del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación y de Aves Argentinas [Edición electrónica]. Buenos Aires, Argentina
- Morgenthaler A, Frere E, Rey AR, Torlaschi C, Cedrola P, Tiberi E, Lopez R, Mendieta E, Carranza ML, Acardi S, Collm N, Gandini P, 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* 41:1041–1047.

- <https://doi.org/10.1007/s00300-018-2264-y>
- Narosky S, Fiameni MA (1986) Aves pelágicas en Costa Bonita, Buenos Aires, Argentina. *El Hornero* 12:281–285
- Narosky S, Fiameni MA (1987) Aves de Costa Bonita. *Nuestras Aves* 12:16–17
- Onley D, Scofield P (2010) *Albatrosses, petrels and shearwaters of the World* [Electronic edition]. Christopher Helm, Londres
- Orgeira JL (2011) Recent records of the Atlantic Petrel (*Pterodroma incerta*) for the Atlantic Region of the Southern Ocean and Antarctica. *El Hornero* 26:167–170
- Parrish JK, Litle K, Dolliver J, Hass T, Burgess HK, Frost E, Wright C, Jones T (2017) Defining the baseline and tracking change in seabird populations. Pp. 19–38 en: Cigliano J, Ballard H (eds) *Citizen Science for Coastal and Marine Conservation*. Routledge, London
- de la Peña MR (2013) *Citas, observaciones y distribución de aves argentinas: Edición ampliada*. Serie Naturaleza, Conservación y Sociedad N°7. Ediciones Biológica, Santa Fe
- Petry MV, Fonseca VSS (2002) Effects of human activities in the marine environment on seabirds along the coast of Rio Grande do Sul, Brazil. *Ornitología Neotropical* 13:137–142
- Petry MV, Fonseca VSS, Jost A (2004) Registro de pingüinos-de-Magalhães (*Spheniscus magellanicus*) muertos no Rio Grande do Sul. *Acta Biologica Leopoldensia* 26:139–144
- Powlesland RG, Imber MJ (1988) OSNZ beach patrol scheme: information and instructions. *Notornis* 35:143–153
- Pozzi LM (2015) *Dinámica poblacional del Pingüino de Magallanes (Spheniscus magellanicus) en el norte de Patagonia Argentina*. Tesis de Doctorado, Universidad Nacional del Comahue, San Carlos de Bariloche, Argentina
- Prado JH, Daudt NW, Perez MS, Castilho PV, Monteiro DS (2022) Intensive and wide-ranging beach surveys uncover temporal and spatial stranding patterns of marine megafauna. *ICES Journal of Marine Science* 80:492–506. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsac119>
- Prado JH, Mattos PH, Silva KG, Secchi ER (2016) Long-term seasonal and interannual patterns of marine mammal strandings in subtropical western South Atlantic. *PLOS ONE* 11:e0146339. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0146339>
- Prosdocimi L, González Carman V, Albareda D (2016) Tortugas marinas en las costas bonaerenses: aspectos biológicos y de conservación. Pp. 385–398 en: Athor J, Celsi CE (eds) *La Costa Atlántica de Buenos Aires – Naturaleza y Patrimonio Cultural*. Fundación de Historia Natural Félix de Azara, Buenos Aires
- Pütz K, Ingham R, Smith J, Lüthi B (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>
- Rodríguez D, Bastida RO (2010) *Mamíferos Marinos de Patagonia y Antártida*. Vázquez Mazzini Editores, Buenos Aires
- Scherer JFM, Scherer AL, Petry MV (2011) Ocorrência de carcaças de aves marinhas no litoral do Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Ornitologia* 19:505–513
- Silva Rodríguez MP, Favero M, Berón MP, Mariano-Jelich R, Mauco L (2005) Ecología y conservación de aves marinas que utilizan el litoral bonaerense como área de invernada. *El Hornero* 20(1):111–130
- Simeone A, Bernal M, Meza J (1999) Incidental mortality of Humboldt Penguins *Spheniscus humboldti* in gillnets, Central Chile. *Marine Ornithology* 27(1):157–161
- Stokes DL, Boersma PD, López De Casenave J, García Borboroglu P (2014) Conservation of migratory Magellanic penguins requires marine zoning. *Biological Conservation* 170: 151–161. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.12.024>
- Tamini LL, Dellacasa RF (2019) *Equipo Costero de Observadores de Fauna y Ambiente Marinos: la playa como espejo del mar*. XVIII Reunión Argentina de Ornitología, Tandil, Argentina
- Tamini LL, Perez Comesaña JE, Chiaramonte GE, Cappozzo HL (2002) Magellanic Penguin *Spheniscus magellanicus* and fish as bycatch in the cornalito *Sorgentinia incisa* fishery at Puerto Quequén, Argentina. *Atlantic Seabirds* 4:109–114
- Tavares DC, Fulgencio De Moura J, Siciliano S (2016) Environmental Predictors of Seabird Wrecks in a Tropical Coastal Area. *PLOS ONE* 11:e0168717. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0168717>
- Tavares DC, Moura JF, Merico A, Siciliano S (2020) Mortality of seabirds migrating across the tropical Atlantic in relation to oceanographic processes. *Animal Conservation* 23:307–319. <https://doi.org/10.1111/acv.12539>
- Theobald EJ, Ettinger AK, Burgess HK, Debey LB, Schmidt NR, Froehlich HE, Wagner C, Hillerislambers J, Tewksbury J, Harsch MA, Parrish JK (2015) Global change and local solutions: Tapping the unrealized potential of citizen science for biodiversity research. *Biological Conservation* 181:236–244. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.10.021>
- Thiel M, Penna-Díaz M, Luna-Jorquera G, Salas S, Sellanes J, Stotz W (2014) Citizen Scientists and Marine Research: Volunteer Participants, Their Contributions, and Projection for the Future. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 52:257–314
- Yamamoto T, Yoda K, Blanco GS, Quintana F (2019) Female-biased stranding in Magellanic penguins. *Current Biology* 29:R12–R13. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2018.11.023>
- Žydelis R, Dagys M, Vaitkus G (2006) Beached bird surveys in Lithuania reflect marine oil pollution and bird mortality in fishing nets. *Marine ornithology* 34:161–166

Tabla 1. Registros obtenidos por los voluntarios del Programa ECOFAM. Dentro de cada grupo de fauna marina se detallan el nivel de identificación alcanzado y la abundancia (absoluta y en %). ND: No Determinado.

Taxón	Nombre común	Abundancia	%
Spheniscidae			
<i>Spheniscus magellanicus</i>	Pingüino Patagónico	1691	81.73
<i>Eudyptes chrysocome</i>	Pingüino Penacho Amarillo	3	0.14
Spheniscidae ND		6	0.29
Sphenisciformes ND		12	0.58
Podicipedidae			
<i>Podiceps major</i>	Macá Grande	52	2.51
<i>Podiceps occipitalis</i>	Macá Plateado	3	0.14
<i>Podiceps</i> sp.		1	0.05
Podicipedidae ND		1	0.05
Diomedeidae			
<i>Diomedea epomophora</i>	Albatros Real	2	0.10
<i>Diomedea exulans</i>	Albatros Errante	1	0.05
<i>Diomedea</i> sp.		1	0.05
<i>Thalassarche chlororhynchos</i>	Albatros Pico Fino	3	0.14
<i>Thalassarche melanophris</i>	Albatros Ceja Negra	36	1.74
<i>Thalassarche</i> sp.		19	0.92
Diomedeidae ND		4	0.19
Procellariidae			
<i>Macronectes giganteus</i>	Petrel Gigante Común	3	0.14
<i>Fulmarus glacialisoides</i>	Petrel Plateado	6	0.29
<i>Pterodroma incerta</i>	Petrel Cabeza Parda	1	0.05
<i>Pterodroma</i> sp.		1	0.05
<i>Pachyptila belcheri</i>	Prion Pico Fino	1	0.05
<i>Halobaena caerulea</i>	Petrel Azulado	1	0.05
<i>Ardenna grisea</i>	Pardela Oscura	1	0.05
<i>Ardenna gravis</i>	Pardela Cabeza Negra	52	2.51
<i>Ardenna</i> sp.		3	0.14
<i>Puffinus puffinus</i>	Pardela Boreal	51	2.46
<i>Puffinus</i> sp.		1	0.05
<i>Procellaria aequinoctialis</i>	Petrel Barba Blanca	7	0.34
<i>Procellaria</i> sp.		1	0.05
Procellariidae ND		7	0.34
Procellariiformes ND		9	0.43
Phalacrocoracidae			
<i>Phalacrocorax brasilianus</i>	Biguá	15	0.72
<i>Phalacrocorax atriceps</i>	Cormorán Imperial	2	0.10
Phalacrocoracidae ND		2	0.10
Ardeidae			

Taxón	Nombre común	Abundancia	%
<i>Ardea cocoi</i>	Garza Mora	1	0.05
Phoenicopteridae			
<i>Phoenicopus chilensis</i>	Flamenco Austral	1	0.05
Anhimidae			
<i>Chauna torquata</i>	Chajá	1	0.05
Anatidae			
<i>Anas flavirostris</i>	Pato Barcino	2	0.10
<i>Chloephaga picta</i>	Cauquén Común	2	0.10
<i>Chloephaga poliocephala</i>	Cauquén Real	1	0.05
<i>Chloephaga</i> sp.		1	0.05
<i>Coscoroba coscoroba</i>	Coscoroba	2	0.10
<i>Cygnus melancoryphus</i>	Cisne Cuello Negro	2	0.10
<i>Heteronetta atricapilla</i>	Pato Cabeza Negra	1	0.05
Anatidae ND		2	0.10
Laridae			
<i>Larus dominicanus</i>	Gaviota Cocinera	29	1.40
<i>Larus</i> sp.		12	0.58
<i>Chroicocephalus cirrocephalus</i>	Gaviota Capucho Gris	1	0.05
<i>Chroicocephalus maculipennis</i>	Gaviota Capucho Café	2	0.10
<i>Chroicocephalus</i> sp.		1	0.05
Laridae ND		2	0.10
Sternidae			
<i>Sterna hirundinacea</i>	Gaviotín Sudamericano	1	0.05
<i>Sterna hirundo</i>	Gaviotín Golondrina	1	0.05
<i>Sterna</i> sp.		3	0.14
<i>Thalasseus maximus</i>	Gaviotín Real	2	0.10
Total Aves		2069	100.00
Dermochelyidae			
<i>Dermochelys coriacea</i>	Tortuga Laúd	2	28.57
Cheloniidae			
<i>Caretta caretta</i>	Tortuga Cabezona	4	57.14
<i>Chelonia mydas</i>	Tortuga Verde	1	14.29
Total Tortugas Marinas		7	100.00
Otariidae			
<i>Arctocephalus australis</i>	Lobo Marino de Dos Pelos	73	33.03
<i>Arctocephalus</i> sp.		13	5.88
<i>Otaria byronia</i>	Lobo Marino de Un Pelo	58	26.24
<i>Otaria</i> sp.		1	0.45
Otariidae ND		25	11.31
Phocidae			

Taxón	Nombre común	Abundancia	%
<i>Hydrurga leptonyx</i>	Foca Leopardo	1	0.45
<i>Mirounga leonina</i>	Elefante Marino del Sur	1	0.45
Pinnipedia ND		7	3.17
Balaenopteridae			
<i>Balaenoptera physalus</i>	Ballena Fin	1	0.45
<i>Megaptera novaeangliae</i>	Ballena Jorobada	6	2.71
Balaenopteridae ND		2	0.90
Balaenidae			
<i>Eubalaena australis</i>	Ballena Franca Austral	4	1.81
Delphinidae			
<i>Delphinus delphis</i>	Delfín Común	2	0.90
<i>Stenella</i> sp.		1	0.45
Delphininae ND		1	0.45
<i>Steno bredanensis</i>	Delfín de Dientes Rugosos	1	0.45
<i>Tursiops truncatus</i>	Delfín Nariz de Botella	1	0.45
<i>Pseudorca crassidens</i>	Falsa Orca	2	0.90
Kogiidae			
<i>Kogia breviceps</i>	Cachalote Pigmeo	1	0.45
Phocoenidae			
<i>Phocoena spinipinnis</i>	Marsopa Espinosa	1	0.45
Pontoporiidae			
<i>Pontoporia blainvillei</i>	Delfín Franciscana	15	6.79
Ziphiidae			
<i>Mesoplodon layardii</i>	Zifio de Layard	3	1.36
<i>Ziphius cavirostris</i>	Zifio de Cuvier	1	0.45
Total Mamíferos Marinos		221	100.00

Tabla 2. Número de recorridas de playa efectuadas, tiempo total de duración (horas, minutos) y registros obtenidos por los voluntarios de cada nodo del programa ECOFAM.

Nodo	n	Recorridas			Carcasas	
		Tiempo	Aves	Tortugas	Mamíferos	Total
Punta Lara	25	28:30	1	0	1	2
Nva. Atlantis	21	21:45	13	4	8	25
Miramar	62	122:50	117	1	18	136
Necochea	271	547:42	800	0	110	910
Claromecó	177	232:57	1138	2	84	1224
Total	556	953:44	2069	7	221	2297





THE NEST AND EGGS OF THE RUFIOUS-SHAFTED WOODSTAR *Chaetocercus jourdani andinus*, WITH A REVIEW ON THE BREEDING DATA FOR THE GENUS

El nido y los huevos del Colibrí de Jourdan *Chaetocercus jourdani andinus*, con una revisión de los datos reproductivos del género

Vladislav Marcuk^{1*}, Harold F. Greeney² & Pascal Eckhoff³

¹Free University of Berlin, Graduate Program, Faculty of Biology, Berlin, Germany

²Yanayacu Biological Station & Center for Creative Studies, Km 5, via Las Caucheras, Cosanga, Napo, Ecuador

³Leibniz Institute for Evolution and Biodiversity Science, Museum of Natural History Berlin, Invalidenstraße 43, Berlin, Germany

*vladislav.marcuk@fu-berlin.de

ABSTRACT: Egg collections represent a critical, though underutilized, source of sensitive biological data about a substantial proportion of avian taxa, and can help expand our knowledge of avian natural history and general biology. The breeding biology of the genus *Chaetocercus* remains considerably poorly studied, in particular of the Rufous-shafted Woodstar (*Chaetocercus jourdani*). In this short note, we provide descriptions of the egg and nest of the Rufous-shafted Woodstar, based on the examination of eggs and nests preserved in the Western Foundation of Zoology (WFVZ) and Natural History Museum of Berlin (ZMB), respectively. The nest is typical for the genus *Chaetocercus*, which is a tiny cup composed predominantly of fine plant fibres and evenly covered externally with lichens. Eggs were collected in February and April, and clutches consisted of two uniform white eggs measuring, on average, $12.58 \pm 0.18 \text{ mm} \times 7.74 \pm 0.29 \text{ mm}$ ($n = 7$). In addition, we provide a brief literature review about the basic breeding habits for the congeneric species, where we expand the information available for the closely related Gorgeted Woodstar (*C. heliodor*) by using additional nests from the ZMB collection.

KEYWORDS: *Chaetocercus*, egg collection, hummingbird, Salomón Briceño Gabaldón, Venezuela

RESUMEN: Las colecciones de huevos representan una fuente crítica, aunque subutilizada, de datos biológicos sensibles sobre una proporción sustancial de taxones de aves, y pueden ayudar a ampliar nuestro conocimiento de la historia natural y la biología general de las aves. La biología reproductiva del género *Chaetocercus* sigue estando considerablemente poco estudiada, en particular del Colibrí de Jourdan (*Chaetocercus jourdani*). En esta nota, proporcionamos descripciones del huevo y el nido del Colibrí de Jourdan en base al examen de los huevos y nidos conservados en la Fundación Occidental de Zoología (WFVZ) y el Museo de Historia Natural de Berlín (ZMB), respectivamente. El nido es típico del género *Chaetocercus*, una pequeña copa compuesta predominantemente de finas fibras vegetales y cubierta uniformemente por fuera con líquenes. Los huevos se recolectaron en febrero y abril, y las nidadas consistieron en dos huevos blancos uniformes que midieron, en promedio, $12.58 \pm 0.18 \text{ mm} \times 7.74 \pm 0.29 \text{ mm}$ ($n = 7$). Además, proporcionamos una breve revisión de la literatura sobre los hábitos reproductivos básicos de las especies congénéricas, donde ampliamos la información disponible para el Colibrí de Heliodoro (*C. heliodor*), especial estrechamente relacionada, mediante el uso de nidos adicionales de la colección del Museo de Historia Natural de Berlín.

PALABRAS CLAVE: *Chaetocercus*, colección de huevos, picaflor, Salomón Briceño Gabaldón, Venezuela

Egg collections represent an important repository of natural history data and were widely utilized in numerous publications, contributing inter alia to a better understanding of avian breeding biology through the documentation of egg morphology, probable clutch size, and often include details about seasonality, breeding habits, or nest characteristics along investigating broader and more complex ecological hypotheses (Marini et al. 2020).

Private egg collectors, which in particular were active during the past two centuries, acquired a tremendous amount of nest and egg sets, often of poorly known taxa of which no information about the breeding biology was previously present in the literature (Schönwetter 1960-1992). Several significant private egg collections are preserved in museum collections, often remaining an underused resource of biodiversity information for scientific publications (Marini et al. 2020). Among the largest and most significant private egg collections was owned by Adolph Nehrkorn at the beginning of the 20th century, which posthumously was donated by Nehrkorn to the Natural History Museum of Berlin (ZMB). While Nehrkorn published a detailed catalogue of his egg collection (two volumes), listing all represented taxa in his collection, including the average egg size (Nehrkorn 1910, 1914), no information was provided regarding the concrete collection locality, clutch size, and egg morphology in his catalogue. Some of these data were subsequently added later in the Handbook of Oology (Schönwetter 1960-1992). In addition, Nehrkorn also obtained a substantial number of nests, which were associated with the egg sets within his collection or were shared with other egg collectors, of which little remains known.

The breeding biology of the genus *Chaetocercus* remains considerably poorly studied, with eggs described only for three (*Chaetocercus berlepschi*, *C. bombus*, *C. heliodor*), and nest for four (aforementioned taxa plus *C. mulsant*) out of the six extant taxa (Juiña et al. 2010, Greeney & Juiña 2020, Züchner et al. 2020, Marcuk & de Boer 2021). In contrast, the information about breeding biology for the other three representatives (*C. astreans*, *C. jourdani*, *C. mulsant*) remains virtually unknown (Juiña et al. 2010, Züchner et al. 2020, Züchner & Kirwan 2020, Marcuk & de Boer 2021). Systematic field studies about the breeding behavior are only available for the threatened Esmeraldas Woodstar (*C. berlepschi*), whereas for the Gorgeted (*C. heliodor*) and Little Woodstar (*C. bombus*) only a qualitative description of the nest and eggs is currently present (Greeney & Juiña 2020, Marcuk &

de Boer 2021). The nest of White-bellied Woodstar (*C. mulsant*) was only briefly described (Züchner et al. 2020). Information about the breeding biology of the Rufous-shafted Woodstar (*C. jourdani*) is very limited, mentioning only a record of two juveniles in November in Norte de Santander, Colombia (Hilty & Brown 1986). The nest of *C. jourdani* remains undescribed, although measurements for the eggs are documented (Oates & Reid 1903, Schönwetter 1966).

The Rufous-shafted Woodstar (*Chaetocercus jourdani*) is a striking, tiny hummingbird that inhabits the edges of montane forest or scrub lands (Züchner & Kirwan 2020). It is frequently observed in coffee plantations, and is infrequently reported from sub-páramo shrublands (Fjeldså & Krabbe 1990, Züchner & Kirwan 2020). The species occurs between 900-3000 masl, although records above 2500 m require further confirmation and have been questioned by several authors (Hilty 2003, Züchner & Kirwan 2020). The nominate subspecies is confined to northeastern Venezuela (mountains of Sucre and northern Monagas, Fig. 1) and Trinidad (Hilty & Brown 1986, Fjeldså & Krabbe 1990, Hilty 2003, Züchner & Kirwan 2020). Two additional subspecies are currently recognized: *andinus* is found in the Sierra de Perijá of western Venezuela and in the Andes of Venezuela (Lara to Táchira) and northeastern Colombia, while subspecies *rosae* is restricted to the highlands of northern Venezuela from Falcón to Miranda (Hilty & Brown 1986, Fjeldså & Krabbe 1990, Hilty 2003, Züchner & Kirwan 2020, Fig. 1).

Males of the three subspecies differ in the coloration of their gorgets; crimson-rose in *rosae*, predominantly less rose in *andinus*, and striking violet in nominate *jourdani* (Fig. 1, Züchner & Kirwan 2020). Across its range, *C. jourdani* is reported to be local and rare, but is not currently considered threatened (Fjeldså & Krabbe 1990, Züchner et al. 2020, Birdlife International 2024).

In this short communication, we provide unpublished details about two overlooked breeding records of the species based on egg and nest specimens preserved in the Western Foundation of Zoology (WVZ) and Natural History Museum of Berlin (ZMB), including information on clutch size, seasonality, and the first formal description of the nest and eggs. In addition, we summarize and review the available information about the breeding records for the genus, expanding information available for the Gorgeted Woodstar (*C. heliodor*) by providing novel information about the nests and egg sets preserved in the ZMB and Halle Natural History Museum (MLUH).

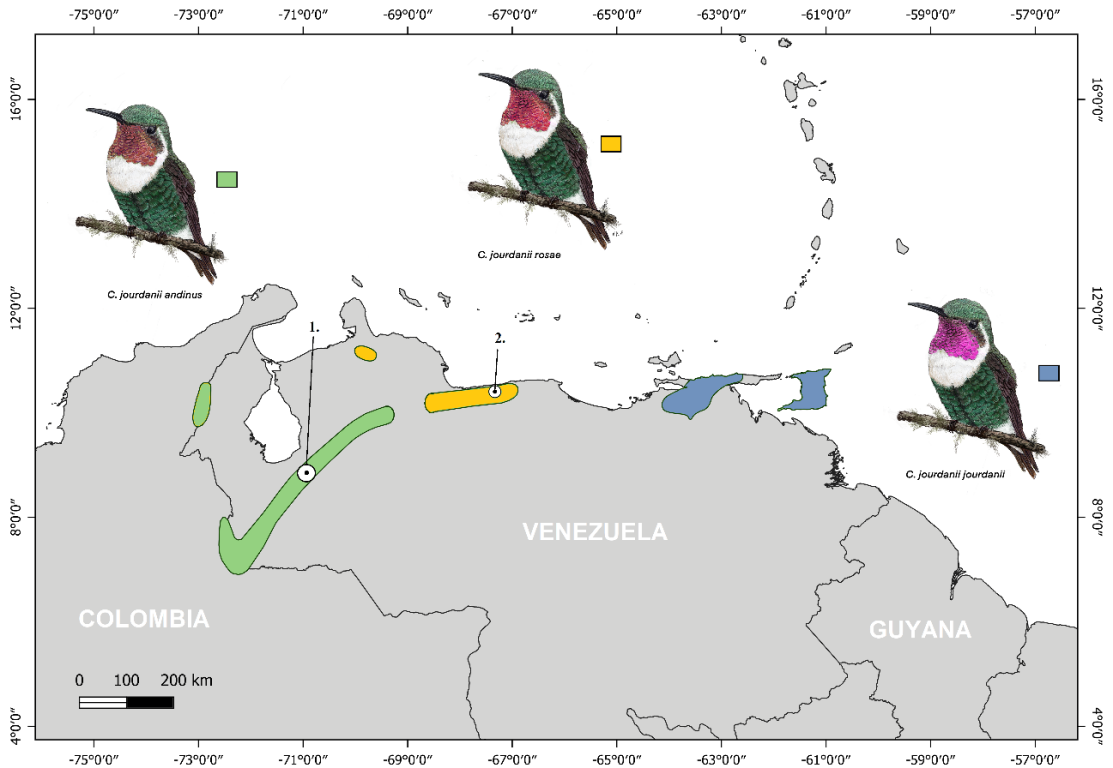


Figure 1. Geographic distributions of the three subspecies of *Chaetocercus jourdanii*, including the approximate localities of the breeding records mentioned in the results. Illustrations by VM. Modified after Birdlife Distribution Map Data 2022.02 and eBird records (eBird 2023). Green (■) distribution range for *Chaetocercus jourdanii andinus*, yellow (■) distribution range for *Chaetocercus jourdanii rosae*, blue (■) distribution range for nominate form *Chaetocercus jourdanii jourdanii*. 1. Approximate location of both egg records in Mérida, Venezuela (18.02.1904 and 30.04.1909, collected by Salomón Briceño Gabaldón and sons), 2. Pico Codazzi, Aragua, Venezuela (29.09.2013, 10°24'20"N, 67°19'54"E, Lorenzo Calcaño ML178012131).

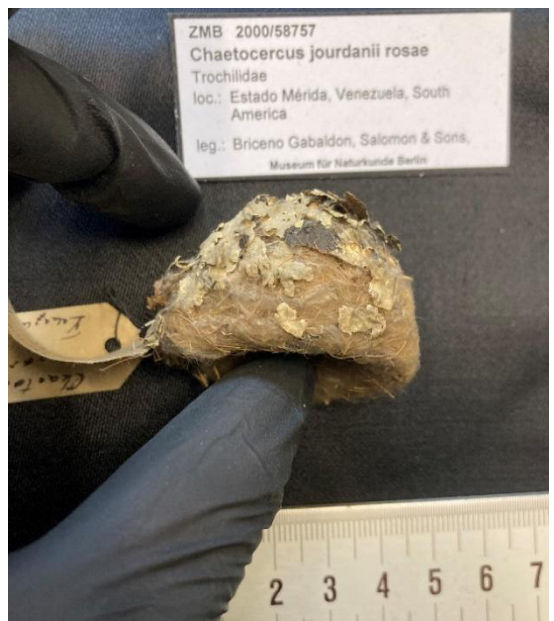
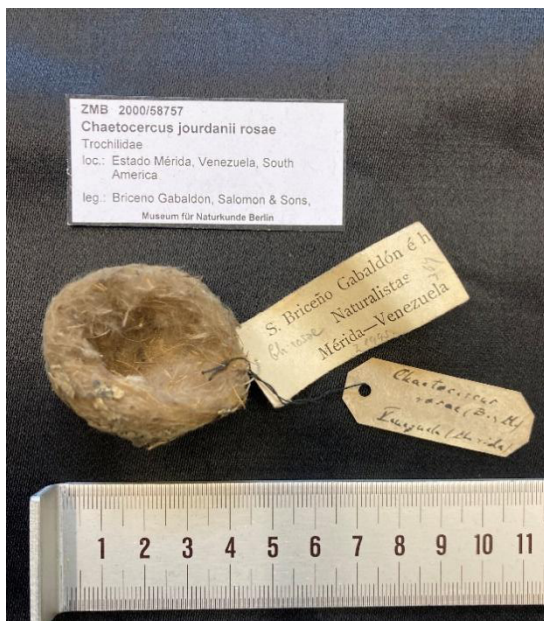


Figure 2. Nest of the Rufous-shafted Woodstar (*Chaetocercus jourdanii andinus*) in the Adolph Nehrkorn collection deposited in the Natural History Museum of Berlin. **Left)** nest (catalogue number ZMB 2000/58757) originally collected by Salomón Briceño Gabaldón and sons on 18.02.1902 in Mérida, Venezuela. **Right)** lateral view of aforementioned nest. Note that the labels incorrectly assign the specimens to subspecies *rosae*, as the locality indicates that the nest and egg belong to *andinus*.

RESULTS

We examined two egg sets and one nest collected by S. B. Gabaldón and sons in Mérida, Venezuela, during the first decade of the 20th century. An egg set deposited in the WFVZ (catalogue number# EN-141881) was collected on April 30, 1909 on Mount Nevador. A second egg set (ZMB 2000/76189) and an associated nest are preserved in the Nehrkorn collection at the ZMB (ZMB 2000/58757) and were obtained on February 18, 1904 in Mérida (Fig. 1). While these specimens were previously assigned to the form *rosae*, their approximate collecting localities both lie within the range of *andinus*. Subspecies *andinus* was formerly described only in 1949 (Phelps & Phelps 1949), three decades after the two egg sets in question were collected, explaining the incorrect taxonomic assignments.

Nest. The nest is a tiny cup, characteristic of the genus, internally made predominantly of soft plant material, evenly interspersed with tiny fibres and seeds (Asteraceae), and externally covered with lichens. Most of the lichen chips are now dried and distorted or have fallen off, and it seems likely that the external layer of the nest was covered more evenly than the present condition of the nest suggests (see Fig. 2 right and left). The nest had the following linear measurements (taken by a digital calliper): external diameter 42.6 × 35.4 mm, internal diameter 27.5 × 23.5 mm, wall thickness 7.7-8.7 mm, height 26.8 mm, depth 16.3 mm. Another nest is preserved in the Natural History Museum of Tring and was collected on July 18, 1906 (NHMUK N/227.1) in Mérida by S. B. Ga-

baldón. In addition, a female was photographed sitting in a nest in Aragua (ssp. *rosae*) on September 29, 2013 (Photo: Lorenzo Calcaño).

Eggs. Like the eggs of congeners and related species, the eggs of *C. jourdanii* are uniformly white and elongated ovate in shape. Mean measurements: 12.58 ± 0.18 × 7.74 ± 0.29 mm (12.4-12.9 × 7.4-8.3; *n* = 7; including the measurements of the egg sets in Oates & Reid 1903, Schönwetter 1966, R. Corado pers. comm., see Fig. 3). The clutch size in all egg sets was two (*n* = 3), except for the single egg mentioned by Oates & Reid (1903), where no further information about the egg set is given and no information is deposited in the NMHUK database. While the egg originated from Venezuela, no concrete locality data are provided, and it is thus not assignable to subspecies.

Additionally, in the ZMB collection two additional egg sets (*n* = 2 with two eggs ZMB 2000/76191 and in MLUH in Germany collection number 2096, *n* = 1 with a single egg ZMB 2000/77784) and two associated nests (04.05.1904, ZMB 2000/58696 and ZMB 2000/58756, date unknown, the nest associated with the two eggs in MLUH on March 26, 1905; measurements were not included here), of *C. heliodor*, all from Mérida, and collected by Salomón Briceño Gabaldón & sons, were identified. Their measurements have been incorporated into the data presented in Tables 1 and 2, which resemble the information provided previously by Marcuk & de Boer (2021).

DISCUSSION

This note expands the limited data available about the breeding biology of this poorly known species by adding novel details about the breeding seasonality, clutch size, nest characteristics, and egg morphology. Data about the reproductive biology of *Chaetocercus* spp. remains, however, very limited (Tables 1 and 2), with detailed data is absent for the most of the genus. The exception is the globally threatened Esmeraldas Woodstar (*C. berlepschi*), where the breeding biology and parental behavior were reported in more detail (Juiña et al. 2010).

The nest and eggs of *C. bombus* and *C. heliodor* remained undescribed until very recently (Greeney & Juiña 2020, Marcuk & de Boer 2021). In the *Chaetocercus* taxa, where the nest is qualitatively described, the nest is a characteristic tiny cup (Juiña et al. 2010, Greeney & Juiña 2020, Marcuk & de Boer 2021), which is internally composed either of plant fibres (Asteraceae, *C. bombus*), cottony fibres of *Ochroma pyramidale*

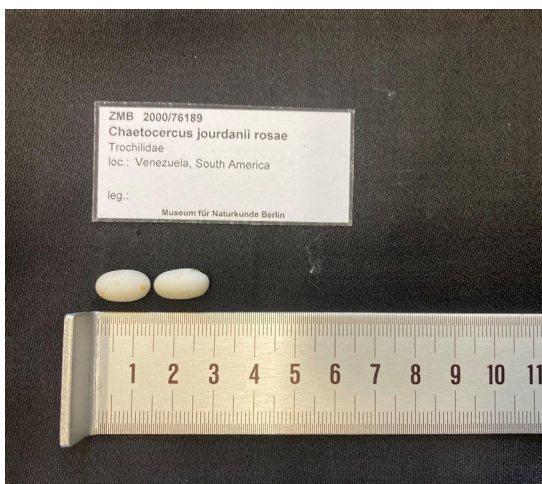


Figure 3. Eggs of the Rufous-shafted Woodstar (*Chaetocercus jourdanii andinus*) in the Adolph Nehrkorn collection at the ZMB (catalogue number ZMB 2000/76189).

Table 1. Overview of the breeding data and egg morphology for the genus *Chaetocercus*

a – this study, b – Juiña et al. 2010, c – Greeney & Juiña 2020, d – Hilty & Brown 1986, e – Marcuk & de Boer 2021, f – Züchner & Kirwan 2020, g – A. Hill undat, h – Oates & Reid 1903

cl – clutch, juv - juveniles

* Two additional clutches from the ZMB (Natural History Museum of Berlin), and one likely measured by Schönwetter from MLUH (Halle Natural History Museum) (collection number 2096, Mérida, Venezuela, two eggs and nest, collected on March 26, 1905)

** del Hoyo et al. 1999

Common name	Scientific name	Body size (in cm)**	Seasonality	Clutch size	Egg morphology	Egg size (mm)
Rufous-shafted Woodstar	<i>C. jourdani</i>	6-8	2 juv in Nov, eggs on Feb 18 and Apr 30. Another nest on Jul 18 and Sep 29	2	white, elongated ovate	12.58 ± 0.18 × 7.74 ± 0.29 (n = 7) ^{a,f,h}
Esmeraldas Woodstar	<i>C. berlepschi</i>	c. 6-7	Dec-Jun	2	white	NA ^b
Gorgeted Woodstar	<i>C. heliodor</i>	5.8-6.4	Cl in Mar-Apr and Sep	2	white, elongated oval	13.09 ± 0.55 × 8.46 ± 0.39 (n = 8) ^{a,e*}
Little Woodstar	<i>C. bombus</i>	6-7	Two nests, one in Jul, 1997 and other with eggs in May, 2005	2	white	11.6 × 7.8 ^{b,c,g}
White-bellied Woodstar	<i>C. mulsant</i>	8.5	Incubating female on nest in Sep and another nest in Aug	?	NA	NA ^{d,e}
Santa Marta Woodstar	<i>C. astreans</i>	7	NA	?	NA	NA

Table 2. Comparison of the nest dimensions between congeneric species of the genus *Chaetocercus* (all dimensions are given in mm; Mean ± SD)

Taxa	External diameter	Internal diameter	Wall thickness	Height	Depth
<i>C. jourdani</i> (n = 1) ^a	42.6 × 35.4	27.5 × 23.5	7.7-8.7	26.8	16.3
<i>C. heliodor</i> (n = 3) ^{a,d}	38.40 ± 1.92 × 34.63 ± 3.01 (36.1-40.8 × 31.3-38.6)	25.23 ± 0.26 × 22.70 ± 0.77 (25.0-25.6 × 21.8-23.7)	7.4-8.6 (n = 2)	31.3 ± 5.66 (23.3-35.6)	19.0 ± 1.08 (17.5-20)
<i>C. berlepschi</i> (n = 6) ^b	32.2 ± 2.8 × 33.9 ± 3.7	21.8 ± 3.4 × 21.7 ± 2.6		35.9 ± 3.7	20.4 ± 0.84
<i>C. bombus</i> (n = 2) ^{c,e}	36.4	23.3 × 19.9 and 16.5		34.6-35.0	15.7-16.8

(Malvaceae) and seeds of Asteraceae (*C. berlepschi*) or soft plant material (*C. heliodor*, *C. jourdani*) (Juiña et al. 2010, Greeney & Juiña 2020, Marcuk & de Boer 2021, this study). Externally, the nest is either decorated with an external layer of leaden-coloured leaves, like in the case of the Little Woodstar (Greeney & Juiña 2020) or decorated by lichens (this study, Marcuk & de Boer 2021). The nest of the Little Woodstar was found c. 80 cm above the ground in an Asteraceae (Greeney & Juiña 2020), whereas nests of *C. berlepschi* were situated 7 ± 3.99 m above the ground all in a bi-

furcation of a small tree or bush (Juiña et al. 2010). The photographed female on a nest of the form *rosae* indicates that the nest is also placed in a bifurcation of a small tree. The biometric nest characteristics of Rufous-shafted Woodstar and its congeners are given in the Table above (Tab. 2)

Information about food provisioning and nestling development is only published for Esmeraldas Woodstar (*C. berlepschi*) (Juiña et al. 2010), while there are no data concerning the incubation and nestling

periods for any member of the genus.

According to Kiff et al. (1985) only two egg sets for *C. heliodor* and one egg set for *C. jourdani* are present in the museums of North America, which were covered in the current study and by Marcuk & de Boer 2021, highlighting the limited information available for both species. Neither the eggs nor the nest of the Santa Marta (*C. astreans*) and White-bellied Woodstar (*C. mulsant*) are formerly described. A photograph (Photo Santiago David-Rivera) of a nest of *C. mulsant* from San Cristobal, Medellín (Colombia), however, suggests that the species builds a cup-shaped nest composed of fine plant material and decorated externally with lichens, similar to its congeners. Indeed, it is likely that both, the Santa Marta and White-bellied Woodstar, build a cup-shaped nest and have clutches consisting of two white eggs, as is the norm for the family Trochilidae (Winkler et al. 2020).

ACKNOWLEDGEMENTS

We are indebted to René Corado, who send us the information of the egg set preserved at Western Foundation of Vertebrate Zoology and allowing us to use the pictures. In addition, we would like to thank the comments from the three anonymous reviewers, which significantly improved the quality of the manuscript.

REFERENCES

- Birdlife International (2024) Species factsheet: *Chaetocercus jourdani*. (URL: <http://datazone.birdlife.org/species/factsheet/rufous-shafted-woodstar-chaetocercus-jourdani>)
- Fjeldså J, Krabbe N (1990) *Birds of the High Andes: A Manual to the Birds of the Temperate Zone of the Andes and Patagonia, South America*. Zoological Museum, University of Copenhagen
- Greeney HF, Juiña ME (2020) Notas de reproducción de seis especies de colibríes de los Andes en Ecuador. *Ornitología Colombiana* 18:76-85
- Hill A (undated) Ecuador Birds during Focus on Nature Tours: Hummingbirds to Flycatchers. Part 2 of a List of Ecuador Birds (URL: <http://focusonnature.com/BirdListEcuadorPart2.htm>)
- Hilty SL (2003) *A guide to the birds of Venezuela*. 2nd Edition. Princeton University Princeton Press New Jersey
- Hilty SL, Brown WL (1986) *A guide to the birds of Colombia*. Princeton University Princeton Press, New Jersey
- del Hoyo J, Elliott A, Sargatal J (1999) *Handbook of the birds of the world*, Vol. 5, Barn-owls to humming birds. Lynx Editions, Barcelona
- Juiña ME, Harris JBC, Greeney HF, Hickma BR (2010) Descripción del nido y cuidado parental de la Estrellita Esmeraldaña (*Chaetocercus berlepschi*) en el occidente del Ecuador. *Ornitología Neotropical* 21:313-322
- Kiff LF, Hough DJ, Norman O, Hall S (1985) *Inventory of bird egg collections of North America, 1985*. American Ornithologists' Union and Oklahoma Biological Survey
- Marcuk V, de Boer D (2021) Historical breeding records of the Gorgeted Woodstar (*Chaetocercus heliodor*, BOURCIER 1840) with the first description of the eggs. *Boletín SAO* 30:11-15
- Marini MÂ, Hall L, Bates J, Steinheimer FD, MCGOWAN R, SILVEIRA LF, LIJTMAYER DA, TUBARO PL, CÓRDOBA-CÓRDOBA S, GAMAU A, GREENEY HF, SCHWEIZER M, KAMMINGA P, CIBOIS A, VALLOTTON L, RUSSELL D, ROBINSON SK, SWEET PR, FRAHNERT S, CORADO R, HEMING NM (2020) The five million bird eggs in the world's museum collections are an invaluable and underused resource. *The Auk* 137:ukaa036. <https://doi.org/10.1093/auk/ukaa036>
- Nehrkorn A (1910) *Katalog der Eiersammlung, nebst Beschreibung der aussereuropäischen Eier*. R. Friedländer & Sohn
- Nehrkorn A (1914) *Nachträge zu Nehrkorn's Eierkatalog*. R. Friedländer & Sohn
- Oates EW, Reid SG (1903) *Catalogue of the collection of birds' eggs in the British Museum (Natural History)*. Volume 3: Carinatae (Psittaciformes-Passeriformes). London, UK. British Museum of Natural History
- Phelps WH, Phelps WH Jr (1949) Seven new subspecies of birds from Venezuela. *Proceedings of the Biological Society of Washington* 62:185-196
- Schönwetter M (1960-1992) *Handbuch der Oologie*. Akademischer Verlag, Berlin
- Schönwetter M (1966) *Handbuch der Oologie*. Lieferung 1: Band 11. Akademie Verlag Berlin, Germany
- Winkler DW, Billerman SM, Lovette IJ (2020) Hummingbirds (Trochilidae). En: Billerman SM, Keeney BK, Rodewald PG, Schulenberg TS (eds) *Birds of the World*. Version 1.0. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.trochi1.01>
- Züchner T, Boesman PFD, Kirwan GM (2020) White-bellied Woodstar (*Chaetocercus mulsant*). En: del Hoyo J, Elliott A, Sargatal J, Christie DA, de Juana E (eds) *Birds of the World*. Version 1.0. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.whbwoo6.01>
- Züchner T, Kirwan GM (2020) Rufous-shafted Woodstar (*Chaetocercus jourdani*). En: del Hoyo J, Elliott A, Sargatal J, Christie DA, de Juana E (eds) *Birds of the World*. Version 1.0. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.ruswoo1.01>



AN UNUSUAL RECORD OF AN ANDEAN PASSERINE, THE BLACK-BACKED GROSBEAK, IN SOUTHEASTERN BRAZIL

El registro poco común de un ave paseriforme andina, el Picogrueso Dorsinegro, en el sureste de Brasil

Victor R. Antonelli¹ & Vagner Cavarzere²

¹Universidade Estadual Paulista. Departamento de Ciência Florestal, Solos e Ambiente, Botucatu, Brazil

²Universidade Estadual Paulista. Departamento de Biodiversidade e Bioestatística, Botucatu, Brazil

*victor.r.antonelli@unesp.br

ABSTRACT: The Black-backed Grosbeak (*Pheucticus aureoventris*) is common on eastern Andean slopes from Venezuela to Argentina. In Brazil, it is a regular non-breeding visitor in the west, using large rivers of the Paraná basin as movement routes, especially during the austral winter, when most records in the country are concentrated. We present a novel observation of the species from the mid-central region of São Paulo state, southeastern Brazil, approximately 400 km east of its known range. Considering the uncertain migratory routes of the Black-backed Grosbeak to Brazil, we gathered additional rare sightings from the country that, when combined with our own, suggest the species' propensity for extensive dispersal.

KEYWORDS: *Black-backed Grosbeak, Cerrado, geographical distribution, migrant birds, São Paulo*

RESUMEN: El Picogrueso Dorsinegro (*Pheucticus aureoventris*) es común en las vertientes andinas orientales, desde Venezuela hasta Argentina. En Brasil es un visitante no reproductor en su territorio occidental, utilizando como rutas de movimiento grandes cursos de agua de la cuenca del Paraná durante el invierno austral, cuando se concentran la mayoría de los registros en el país. Presentamos una observación novedosa en la región centro-sur del estado de São Paulo, en el sureste de Brasil, aproximadamente a 400 km al este de su rango conocido. Considerando los patrones migratorios inciertos del picogrueso dorsinegro hacia Brasil, recopilamos avistamientos raros adicionales en el país que, combinados con el nuestro, sugieren su propensión a una dispersión extensa.

KEYWORDS: *aves migratorias, Cerrado, distribución geográfica, Picogrueso Dorsinegro, São Paulo*

The Black-backed Grosbeak *Pheucticus aureoventris* (d'Orbigny & Lafresnaye 1837) is a cardinalid common to the eastern Andean slopes of Venezuela south to Argentina, occurring up to 3700 m; it inhabits a variety of habitats from arid intermontane valleys to forest edges and the Chaco (Brewer & Juana 2020). Most populations are apparently sedentary, although there is some evidence of migratory movements at the limits of its range, in northwestern Argentina and adjacent areas, as well as in the tropical and humid savannas of northern Paraguay and western Brazil

(Somenzari et al. 2018, Brewer & Juana 2020).

In Brazil, the species was primarily reported from western states, such as Mato Grosso (Pelzeln 1871, Naumburg et al. 1930, Willis & Oniki 1990) and Mato Grosso do Sul (Pinto 1944, Donatelli 2005, Melo 2005, Faxina 2010), during the austral winter (Nunes 2008, Somenzari et al. 2018, Wikiaves 2024). It was also recorded in the states of Goiás, southern Amazonas (Manicoré) and Rondônia, between July and August (Serpa et al. 2014). Recently it has been detected in the wes-

tern state of Acre, but also in southern states, such as Rio Grande do Sul, Paraná, and São Paulo (eBird 2024, Wikiaves 2024), suggesting the high dispersive nature of the species. Here we report and discuss an unusual new site of occurrence for the Black-backed grosbeak in central São Paulo state, southeastern Brazil.

MATERIALS AND METHODS

Study area

The Edgárdia Experimental Farm is located at the northeast portion of the municipality of Botucatu, central south region of the state of São Paulo, between 22°47' to 22°50'S and 48°26' to 48°22'W (Jorge & Sartori 2002) with a total area of 1200 hectares, owned by the Universidade Estadual Paulista (UNESP). The relief has a rugged topography, and the complex occupies the front and peripheral depression of the basaltic *cuesta*, with an altitudinal gradient between 464 and 775 m. The climate for the region is classified as tropical savanna with dry winters (Aw), with average temperatures of 21.34°C and average annual precipitation of 1500 mm (Franco et al. 2023). Natural vegetation of the areas is classified as Semideciduous Seasonal Tropical Forest, physiognomy of the Atlantic Forest (IBGE 2012) and secondary ecotonal forest, or *cerradão*, a feature belonging to the Cerrado (Eiten 1972).

Bird surveys

While conducting surveys due to a project focusing on the influence of regeneration on the bird community, we used ad libitum observations and transect counts to survey distinct environments within the farm. Such habitats were censused monthly during the mornings (05:30 h to 10:00 h) and afternoons (15:00 h to 19:00 h). Visits occurred from May 2018 – April 2019, for a total of 108 transect hours and approximately 3.6 km. Birds were recorded visually with the help of binoculars, and aurally. On a few occasions, we used previously recorded vocalizations to attract birds closer as to document every species occurring in the farm.

Literature review and ornithological platforms

We searched for *Pheucticus aureoventris* records from the state of São Paulo, southeastern Brazil, in Scopus (<https://www.scopus.com/>), Google Scholar (<https://scholar.google.com/>) and Web of Science (<https://www.webofscience.com/wos>) by using the combination of keywords with the species scientific name and the Boolean operator AND, followed by the term São Paulo. For the Google Scholar site, which provides hundreds of results, we evaluated studies within the first 10 pages.

We also searched for the species' records in São Paulo state in eBird (<https://ebird.org/home>) and Wi-

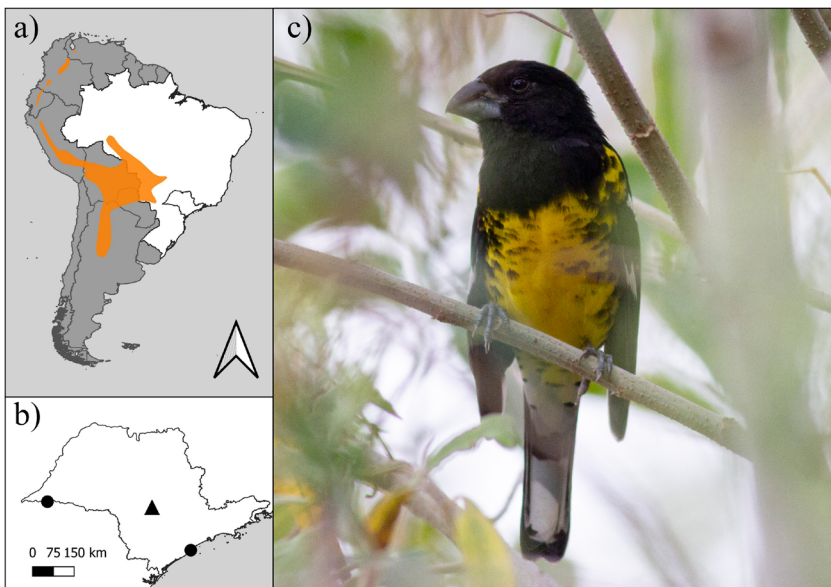


Figure 1. (a) Distribution of the Black-backed Grosbeak in orange according to IUCN (2024). South America is represented in grey, except Brazil (white), in which the state of São Paulo is highlighted. (b) Records of the Black-backed Grosbeak in São Paulo, southeastern Brazil. Circles are records from ornithological platforms. The triangle represents the record from Botucatu. (c) Male Black-backed Grosbeak photographed at Edgárdia Experimental Farm, municipality of Botucatu, state of São Paulo, southeastern Brazil, on 6 June 2018. Photo by José Carlos Tonon.

kiaves (<https://www.wikiaves.com.br/>), the most used ornithological online platforms in Brazil.

RESULTS

Our observation was made in the municipality of Botucatu, approximately 400 km east from its known range, in the mid-central portion of the state, on 6 June 2018. The individual corresponded to an adult male spotted at the Edgárdia Experimental Farm (Fig. 1; 22°49'S, 48°25'W), on early-stage succession secondary Semideciduous Forest border at 730 m. The canopy reaches 15 m, and is surrounded by the same vegetation type. It presumably attended to the Fawn-breasted Tanager *Pipraeidea melanonota* playback, which was also present. This male was readily identified given its black upperparts, its yellow shoulder patch and the black upperwing with primaries featuring prominent white bars when the wings were closed. The rectrices were blackish, with the outermost feathers displaying large white tail tips. Its bill had thick maxillae and its head and breast were black, while the lower breast and the abdomen were yellow. The flanks and sides of the upper abdomen showed black flecks. The only evident plumage diagnosis between subspecies is the yellow throat of *P. a. crissalis* (from Colombia and Ecuador), while the remainder allopatric populations are virtually identical, making it difficult to suggest subspecific identification. Based on the species range, the male we observed may correspond to the nominotypic subspecies. It has not been detected since, although monthly visits were conducted in the same location until April 2024.

From 460 results using the words “*Pheucticus aureoventris*”, 7 were about the species distribution in Brazil, including: Mato Grosso (Willis & Oniki 1990) and Mato Grosso do Sul (Donatelli 2005, Melo 2005, Nunes 2008, Faxina et al. 2010, Somenzari et al. 2018), Goiás, southern Amazonas (Manicoré) and Rondônia (Serpa et al. 2014). We also found 19 608 registers from ornithological bird platforms. From them 117 were from Brazil, and included all previous states mentioned, except for Amazonas, and added Acre (1), Paraná (2) and Rio Grande do Sul (1) as new.

We found that in both eBird (64 records from three localities) and Wikiaves (86 records from the same three localities), the species was reported in the municipality of Teodoro Sampaio (westernmost São Paulo) on 14 September 2019 and in the coastal municipality of Peruíbe from 5 June – 6 July 2022.

DISCUSSION

Even though the migratory nature of the Black-backed Grosbeak remains not fully understood, it is plausible the species has west-to-east longitudinal-altitudinal displacements (Willis 1979, Magalhães 1999, Schunck et al. 2023). Emerging records from southernmost Brazil, far dislocated from its easternmost range, suggest a broader coverage during migration. Such records, however, may be biased since they might result from releases or escapes of cage birds, as reported by the press (<https://www.novohamburgo.rs.gov.br/noticia/passaros-contrabandeados-estados-apreendidos-operacao-conjunta>). However, the species represented 0.2% of the 1491 apprehended individuals by the Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) between 2008 – 2010 in the Brazilian southern state of Rio Grande do Sul (Leite 2012). Civilian maintenance and transactions are allowed but, due to the low demand as a pet, it is not being reproduced (IBAMA 2011). The species has been observed in an easternmost locality, in the Brazilian coastal municipality of Peruíbe, where an individual was photographed over a span of two roughly months within an urban setting equipped with a bird feeder (e.g., WA4882872 and WA4911829 in Wikiaves). Several photographs also show the individuals next to a banana, most probably deliberately provided by the observers. This particular observation is suggestive of potential escape from captivity. In contrast, our recorded sighting involved a solitary individual within a natural habitat, with no subsequent detections in the ensuing days. Thus, our observation may signify a noteworthy extension of the species' occurrence. In addition, three other eBird and Wikiaves records of the species come from the southern state of Paraná. These include one male (August 2023) and one female (May 2020) from Foz do Iguaçu, and another female (23 September 2020) from Marilena, some 60 km west of Teodoro Sampaio. These latter records were documented over a period of nine days.

Despite that, increasing deforestation of the Brazilian Cerrado and Amazonia may be driving the species arrival to more artificially open areas (Serpa et al. 2014). Recent records from the Paraná River basin and the Brazilian central plateau (Faxina et al. 2010) support such suggestion; corroborating the occurrence of *P. aureoventris* in portions of the state of São Paulo far from the species' known migratory range. Long-distance movements may also be plausible, as evidenced by the intercontinental migration routes observed in other congeneric species, such as

P. ludovicianus and *P. melanocephalus* (Billerman et al. 2022). The records of the species uploaded in online platforms and the study of the natural history as well as annual monitoring by citizen scientists throughout South America can help elucidate the nature of the species' movements.

ACKNOWLEDGEMENTS

We thank José Carlos Tonon, who provided the photograph of the individual recorded in Botucatu. The reviewers and editors made substantial contributions to the previous version of the manuscript

CITE BIBLIOGRAPHY

- Billerman SM, Keeney BK, Rodewald PG, Schulenberg TS (2022) *Birds of the World*, Cornell Laboratory of Ornithology, Ithaca
- Brewer D, Juana E (2020) Black-backed Grosbeak (*Pheucticus aureoventris*), version 1.0. En *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.blbgro2.01>
- d'Orbigny A, Lafresnaye NFAA (1837) Synopsis Avium, ab Alcide d'Orbigny, in ejus per Americam meridionalem itinere, collectarum et ab ipso viatore necnon. *Magasin de Zoologie* 7:1-88
- Donatelli RJ (2005) Bird observations in the Pantanal of Mato Grosso do Sul. *Pantanal conservation research initiative: annual report*:39-45
- eBird (2024) *eBird: An online database of bird distribution and abundance (web application)*. eBird, Cornell Lab of Ornithology, Ithaca (URL: <http://www.ebird.org>)
- Eiten G (1972) The cerrado vegetation of Brazil. *The Botanical Review* 38:201-341
- Faxina C, Fischer E, Benites M (2010) O rei-do-bosque vai além do Pantanal: registros de *Pheucticus aureoventris* (Cardinalidae) na bacia do Paraná. *Revista Brasileira de Ornitologia* 18:349-351
- IBAMA (2011) Instrução Normativa nº 10, de 19 de setembro de 2011
- IBGE (2012) Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. *Manual técnico da vegetação brasileira*. 2ª Ed. Rio de Janeiro: IBGE
- Jorge LAB, Sartori MS (2002) Uso do solo e análise temporal da ocorrência de vegetação natural na fazenda experimental Edgardia, em Botucatu-SP. *Revista Arvore* 26:585-592. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622002000500009>
- Leite TO (2012) *Uma descrição sobre a problemática da captura ilegal de aves no estado do Rio Grande do Sul, Brasil*. Tesis de Magister, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre
- Magalhães JCR (1999) *As aves na fazenda Barreiro Rico*. São Paulo: Plêiade
- Melo FP (2005) Refúgio Ecológico Caiman (Pantanal, Brasil): listas de fauna e flora. Miranda: Pousada Caiman
- Naumburg E, Cherrie GK, Smith HH (1930) The birds of Matto Grosso, Brazil: a report on the birds secured by the Roosevelt-Rondon Expedition. *Bulletin of the AMNH*; v. 60
- Nunes AP (2008) Distribuição de rei-do-bosque (*Pheucticus aureoventris*, Cardinalidae) no Brasil: revisão dos registros históricos e recentes. *Atualidades Ornitológicas* 142:38-40
- Pelzeln A (1871) *Zur Ornithologie brasiliens: Resultate von Johann Nattersers reisen in den Jahren 1817 bis 1835*. Wien: A. Pichler's Witwe Y Sohn
- Pinto OMDO (1944) *Catálogo das aves do Brasil e lista dos exemplares existentes na coleção do Departamento de Zoologia*. Volúmen. 2. São Paulo: Departamento de Zoologia
- Schunck F, Silveira LF, Candia-Gallardo C (2023) Seasonal altitudinal movements of birds in Brazil: a review. *Zoologia (Curitiba)* 40: e22037. <https://doi.org/10.1590/S1984-4689.v40.e22037>
- Serpa GA, Malacco GB, Alexio A, Darski-Silva B, Madeira S (2014) Range extension of the known distribution of the Black-backed Grosbeak, *Pheucticus aureoventris* (Passeriformes: Cardinalidae) in Brazil, with the first records for the states of Rondônia, Amazonas and Goiás. *Revista Brasileira de Ornitologia* 22:38-41
- Somenzari M, Amaral PPD, Cueto VR, Guaraldo ADC, Jahn AE, Lima DM, Lima PC, Lugarini C, Machado GC, Martinez J, Nascimento JLXD (2018) An overview of migratory birds in Brazil. *Papéis Avulsos de Zoologia* 58: e20185803. <https://doi.org/10.11606/1807-0205/2018.58.03>
- Sullivan BL, Aycrigg JL, Barry JH, Bonney RE, Bruns N, Cooper CB, Damoulas T, Dhondt AA, Dietterich T, Farnsworth A, Fink D (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>
- IUCN. 2024. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2024-1. <https://www.iucnredlist.org>. Accessed on [24/07/2024]
- Wikiaves (2024) WikiAves, a Enciclopédia das Aves do Brasil. (URL: <http://www.wikiaves.com.br>)
- Willis EO (1979) *The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil*. São Paulo: Departamento de Zoologia
- Willis EO, Oniki Y (1990) Levantamento preliminar das aves de inverno em dez áreas do sudoeste de Mato Grosso, Brasil. *Ararajuba* 1:19-38



¿MIGRA EL PITIAYUMÍ *Setophaga pitiayumi pitiayumi*?

Does the Pitiayumi *Setophaga pitiayumi pitiayumi* migrate?

Patricia Capllonch^{1,2*} y Diego Ortiz^{1,3}

¹Centro Nacional de Anillado de Aves (CENAA), Facultad de Ciencias Naturales e Instituto Miguel Lillo, Universidad Nacional de Tucumán, Miguel Lillo 205, San Miguel de Tucumán (4000) Tucumán, Argentina

²Cátedra de Biornitología Argentina, Facultad de Ciencias Naturales e Instituto Miguel Lillo, Universidad Nacional de Tucumán, Miguel Lillo 205, San Miguel de Tucumán (4000), Tucumán, Argentina

³Reserva Experimental Horco Molle, Facultad de Ciencias Naturales e Instituto Miguel Lillo, Universidad Nacional de Tucumán, Miguel Lillo 205, San Miguel de Tucumán (4000), Tucumán, Argentina

*cenaarg@yahoo.com.ar

RESUMEN: El parúlido Pitiayumí (*Setophaga pitiayumi*), vive en varios tipos de ambientes boscosos, húmedos y secos. Es una especie considerada residente, con movimientos temporales o estacionales, solitaria y de ocurrencia espaciada, o bien en parejas reproductivas o en pequeños números o en pequeñas bandadas. Estudiamos si Pitiayumí es una especie parcialmente migratoria en Argentina. Realizamos 32 jornadas de marcado en tres años en las que capturamos 188 Pitiayumí en la Reserva de Horco Molle, Yerba Buena, Tucumán entre 248 individuos de otras especies. En base a la información recabada proponemos que posee migración sincrónica en bandadas constituidas por machos, hembras y subadultos, con una contingencia estacional marcada con arribos a fines de agosto. Probablemente inverne en las yungas del noroeste argentino y migre por las yungas hasta Bolivia.

PALABRAS CLAVE: *anillado, Argentina, migración parcial, redes niebla, Setophaga pitiayumi*

ABSTRACT: The Pitiayumí parulid (*Setophaga pitiayumi*) lives in various types of forested, humid and dry environments. It is a species considered resident, with temporary or seasonal movements, solitary and of spaced occurrence either in reproductive pairs or small numbers, or in small flocks. We studied if Pitiayumí is a partially migratory species in Argentina. We carried out 32 days of tagging in three years, during which we captured 188 Pitiayumí in the Horco Molle Reserve, Yerba Buena, Tucumán among 248 individuals of other species. Based on the information collected, we propose that this species has synchronous migration in flocks made up of males, females and subadults, with a seasonal contingency marked with arrivals at the end of August. It probably winters in the yungas forest of northwest Argentina and migrates through the yungas to Bolivia.

KEYWORDS: *Argentina, banding, mist nets, partial migration, Setophaga pitiayumi*

La familia Parulidae pertenece a un grupo muy diverso de aves Passeriformes canoras. La mayoría de las especies que se reproducen en Norteamérica son migratorias, las tropicales son sedentarias o realizan únicamente migraciones de altura de corta distancia (Lovette et al. 2010). El comportamiento migratorio de las australes subtropicales es aún incierto, solo algunas de ellas como el Arañero Cara Negra (*Geothlypis aequinoctialis velata*) realizan desplazamientos

regulares conocidos entre los lugares de cría y los de invernada (Capllonch & Ortiz 2007).

El parúlido *Setophaga pitiayumi* Vieillot, 1817, está presente en varios tipos de ambientes boscosos, húmedos y secos (Herzog & Kessler 2002). Esta especie es considerada residente (Davis 1993), con movimientos temporales o estacionales (Flores et al. 2001, Martínez & Rechberger 2007), solitaria y de

ocurrencia espaciada o bien en parejas reproductivas o pequeños números o en pequeñas bandadas (Olrog 1963, Ridgely & Tudor 1989, Herzog et al. 2016). Fue tratada por primera vez como migrante altitudinal en Argentina (Capllonch 2018) aunque sin pruebas de que pudiera comportarse como migrante latitudinal o concentrarse en números significativos de individuos para migrar. Ha sido considerado sedentario en el país por diversos autores (Canevari et al. 1991, Narosky & Yzurieta 2013, López-Lanús 2020).

Una primera evidencia de la concentración de Pitiayumi en bandadas ocurrió el 27 de agosto de 2021 cuando hubo un arribo de grupos a la estación de anillado de la Reserva de Horco Molle, Yerba Buena (Tucumán, Argentina), y que se prolongó por un mes. Los individuos capturados en las redes entre el 27 de agosto y el 27 de septiembre formaban parte de grupos constituidos por cientos de individuos que pasaban al lado de una represa, y que disminuyó en abundancia al avanzar los días de septiembre (Ortiz et al. 2022). No obstante, estos datos no prueban la existencia de una migración obligatoria (Watts et al. 2018).

En este trabajo buscamos corroborar que el paso de cientos de individuos constituía un hecho regular y no se trataba de un movimiento de individuos casual, sino de desplazamientos migratorios; considerando la migración como los movimientos estacionales entre el lugar en que nidifican y se reproducen en el verano

y aquél en que pasan el invierno (Newton 2008). Para ello, registramos a las aves mediante la captura con redes en el mismo lugar de las observaciones previas en 2021, durante los años 2022 y 2023. Brindamos en este trabajo los resultados acumulados en esos tres años de muestreos y discutimos el carácter migratorio de esta población austral argentina.

MÉTODOS

La Reserva de Horco Molle, al pie del Parque Biológico Sierra de San Javier, posee 14 300 ha de serranías con Yungas protegidas por la Universidad Nacional de Tucumán. Los estudios intensivos comenzaron a finales del invierno y principios de la primavera de 2021, se colocaron redes de niebla de malla fina para pasariformes de 12 m de largo al borde de una pequeña represa con plantas acuáticas.

La información de las aves capturadas y anilladas por el CENAA se almacena en un banco de datos de consulta pública (puede ser consultado en <https://www.csnat.unt.edu.ar/investigacion/institutos/cenaa>). Este banco de datos nos dio información sobre la ocurrencia del Pitiayumi en una variedad de ambientes de Argentina, durante la época de cría e invernal y también de ausencias de capturas. Durante los estudios intensivos de tres años en Horco Molle, utilizamos las primeras 3 horas de luz durante 32 días



Figura 1. Individuos de Pitiayumi (*Setophaga pitiayumi*), capturados en redes de niebla durante su paso migratorio por la estación de anillado de la Reserva de Horco Molle en 2021.

para caracterizar la dinámica y el comportamiento de los grupos de Pitiayumi pasantes al lado de la represa (Tabla 1). Las redes se colocaron en faja siempre en el mismo lugar, un bordo elevado en un camino pegado a la represa y rodeado de vegetación densa arbustiva y arbórea (Fig. 1). A los individuos capturados se les analizó edad, estado general, peso, sexo, muda, desgaste del plumaje y marcas de estrés (Ortiz et al. 2022).

RESULTADOS

Como resultado de 32 jornadas de marcado en tres años, capturamos 188 Pitiayumi, 112 capturados en 2021, 40 en 2022 y 36 en 2023 en la represa de la Reserva de Horco Molle en 2021, 2022 y 2023 (Tabla 1). Otras 248 aves de 48 especies fueron anilladas durante el muestreo. El esfuerzo de muestreo fue de 378 horas/red distribuidas en: 6 días en 2021 (90 horas/red), 8 días en 2022 (72 horas/red), y 18 días en 2023 (216 horas/red) (Tabla 1).

Recapturamos cinco individuos durante el estudio: un macho joven (anillo ZA 375) capturado el 1 de septiembre de 2021 fue recapturado como adulto el 25 de agosto de 2022; un macho adulto (ZC 498) capturado el 28 de agosto de 2022 fue recapturado el 30 de agosto de 2023; un individuo joven de sexo indeterminado (ZB 713) capturado el 27 de agosto de 2021 fue recapturado el 26 de abril de 2023; otro individuo de sexo indeterminado (ZC 365) fue recapturado el mismo día; y el 7 de julio de 2022 recapturamos una hembra adulta anillada el 5 de marzo de 2011 en el mismo lugar, este ejemplar de 11 años constituye el mayor caso de longevidad conocido para esta especie. Algo importante fue que no obtuvimos recapturas de individuos dentro del mismo año por lo que inferimos que los individuos estaban de paso. El pico de 79

individuos pasantes que capturamos el 27 de agosto de 2021 no se volvió a repetir con tal intensidad (Fig. 2), quizás debido a nuestra actividad de anillado en esa parcela en 2022 y 2023. Durante la época de cría dentro del estudio de tres años, no se capturaron individuos, solo capturamos juntos una hembra adulta y un juvenil de corta edad de esa temporada de cría el 27 de noviembre de 2021.

Distribución altitudinal y latitudinal

Encontramos Pitiayumi en época de nidificación entre octubre y marzo hasta los 1800 m siempre en números bajos. Ha sido capturado a diferentes altitudes en yungas en selvas de transición y montañas (Ledesma, San Pedro, Sierra de Santa Bárbara, Cucho, Dique La Ciénaga, todas en Jujuy; Aguas Blancas, Orán, Campo Durán, Potrerillos, en Salta; Reserva provincial La Florida, Sierra de San Javier, Reserva de Horco Molle, Piedras Coloradas, El Indio, Piedra Tendida, Rodeo Grande, Villa Nougues, en Tucumán). También en Chaco Occidental de Copo, Santiago del Estero, donde observamos numerosos individuos y capturamos individuos reproductivos en noviembre, y en Chaco Serrano de Ticucho, Tucumán. Capturamos individuos en julio, agosto y septiembre en Riacho Pilagá y Riacho Monte Lindo, Comandante Fontana, Formosa, en bosque alto del Chaco Oriental, y en el banco de datos figura un individuo en Selva Paranaense del 29 de octubre de 1977 de Paraje Paraíso, San Pedro, Misiones (marcado por Olrog y Lucero), también dos individuos de General Lavalle (marcados por Rumboll) y uno de Faro San Antonio (marcado por Bremer) (Fig. 3).

Latitudinalmente capturamos Pitiayumis desde los 22° de latitud Sur (22°11'S 63°40'W, Campo Durán, Salta), en bosques ecotonales entre Chaco y

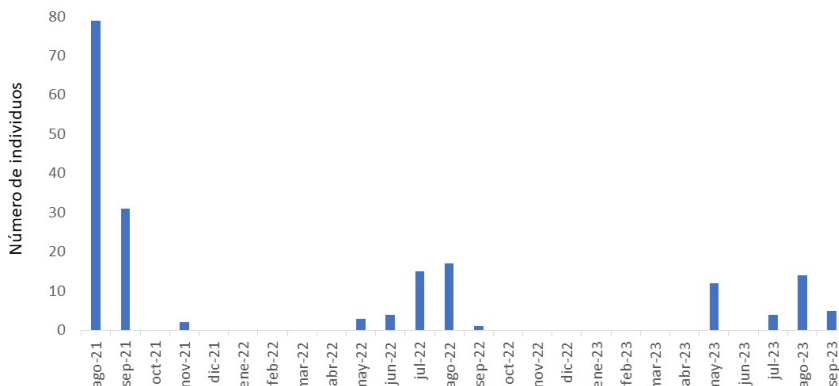


Figura 2. El paso migratorio de Pitiayumi durante tres años de estudio (2021-2023) con redes de niebla y marcado en la Reserva de Horco Molle, Yerba Buena, Tucumán.

Tabla 1. Resultados de capturas y esfuerzo de muestreo de *Setophaga pitiayumi* y de otras especies durante tres años de estudios con redes de niebla en la misma parcela al lado de una represa en la Reserva de Horco Molle, Yerba Buena, Tucumán.

	Nº indivi- duos	Adultos	Jóvenes	Machos	Hembras	Indeter- minados	Liberados sin anillar	Nº indiv. otras especies	Nº redes/ horas red
27-ago-21	79	29	22	19	10		28	30	5 redes/15 h
01-sep-21	21	18	3	2	5	11		8	5 redes/15 h
08-sep-21	4	2	2	2	2			14	5 redes/15 h
13-sep-21	3		3			3		0	5 redes/15 h
19-sep-21	3	1	2		1	2		0	5 redes/15 h
27-nov-21	2	1	1		1	1		8	5 redes/15 h
05-may-22	3					0		20	3 redes/9 h
23-jun-22	4	4	1	1	1	2		4	3 redes/9 h
07-jul-22	13	12	1	2	11	0		10	3 redes/9 h
08-jul-22	2	1	1		1	0		6	3 redes/9 h
21-ago-22	0					0		9	3 redes/9 h
25-ago-22	6	6		2	4	0		4	3 redes/9 h
28-ago-22	11	11		5	6	0		5	3 redes/9 h
01-sep-22	1	1		1		0		9	3 redes/9 h
26-abr-23	1					1		5	4 redes/12 h
09-may-23	3	2	1			3		7	4 redes/12 h
10-may-23	0					0		6	4 redes/12 h
11-may-23	0					0		5	4 redes/12 h
12-may-23	6	3	3	2	3	1		9	4 redes/12 h
16-may-23	0					0		11	4 redes/12 h
17-may-23	0					0		7	4 redes/12 h
23-may-23	0					0		11	4 redes/12 h
24-may-23	1	1		1		0		6	4 redes/12 h
26-may-23	2	2		1	1	0		4	4 redes/12 h
14-jun-23	0					0		8	4 redes/12 h
04-jul-23	2	2		1	1	0		7	4 redes/12 h
05-jul-23	2	2		2		0		3	4 redes/12 h
06-jul-23	0					0		4	4 redes/12 h
19-ago-23	0					0		6	4 redes/12 h
30-ago-23	14	14		11	2	1		10	4 redes/12 h
01-sep-23	4	4		2	2	0		8	4 redes/12 h
13-sep-23	1	1				1		4	4 redes/12 h
Total	188							248	378 horas red

Yungas. Las capturas más australes corresponden a General Lavalle, provincia de Buenos Aires (36°30'S 57°13'W). Se registraron 228 Pitiayumis entre 5852

individuos, marcados en 84 campañas de anillado en Argentina, la mayoría en las Yungas del extremo noroeste de Argentina.

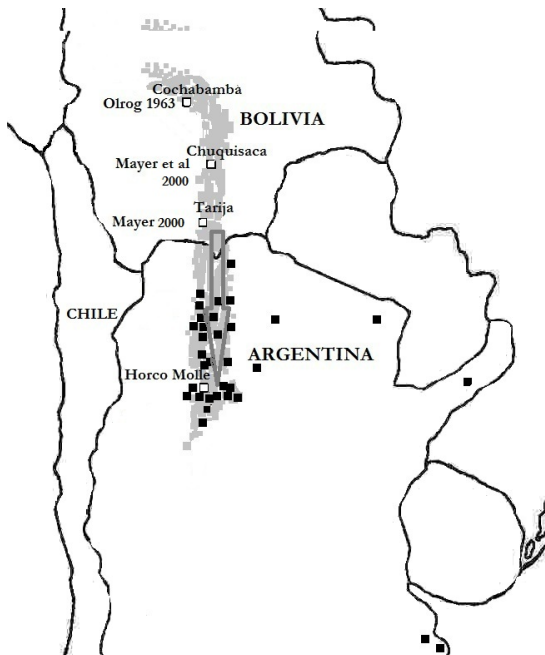


Figura 3. Localidades con registro de anillado de Pitiayumi en Argentina (puntos negros) y con concentraciones de individuos en Bolivia y Argentina según datos bibliográficos y de anillado del CENAA (puntos blancos). En gris el área aproximada cubierta por las Yungas, las flechas marcan la probable migración desde el norte hasta Tucumán.

DISCUSIÓN

El hecho de que formara bandadas en Horco Molle (Ortiz et al. 2022), nos hizo replantearnos el comportamiento de la especie que considerábamos poco abundante en varios tipos de ambientes y que no formaba bandadas migratorias, aunque sí bandadas mixtas invernales de aves en las yungas (Capllonch 1997). Consideramos a ésta una migración, un paso migratorio donde se concentran individuos que no sabemos aún de donde provienen ni cuál es su destino, si son poblaciones australes, o que comienzan a ascender por las laderas con yungas a ocupar pisos superiores. Otra información importante obtenida al capturar individuos de estas bandadas migratorias era que estaban constituidas por machos, hembras y subadultos, también algunos juveniles, lo cual determinamos analizando plumajes y edades. Migrar juntos ambos sexos, jóvenes y adultos, lo que denominamos una migración sincrónica, no ocurre en todos los passeriformes que a veces se separan para migrar, machos solos y hembras con juveniles (Ortiz & Capllonch 2008). Por otro lado, durante la época reproductiva entre octubre y diciembre son muy pocos los individuos que se capturan en Horco Molle por lo que no es un lugar reproductivo importante y estos sitios reproductivos deben encontrarse en otros lugares.

No encontramos en norte y centro del país más de una o dos capturas de individuos por campaña de anillado, por lo que en general la presencia de la especie es esporádica, en bajos números, sin mostrar concentraciones de individuos en ninguna época del año. También fue evidente que los Pitiayumis de Argentina no desaparecen totalmente durante el otoño e invierno como ocurre con otros passeriformes migratorios por lo que es un migratorio parcial. Encontramos en la bibliografía menciones de pequeñas bandadas en julio en bosques de transición de Yungas en San Mateo, departamento Cochabamba, Bolivia (Olrog 1963). El autor comenta “evidentemente en migración” y colectó una hembra el 30 de Julio (N°11730 Colección Fundación Miguel Lillo, Tucumán) (Fig. 3). También encontramos que la especie era común en el Departamento Tarija, Bolivia en Septiembre y Octubre de 1992 en bosques de *Alnus* y *Podocarpus* entre los ríos Escalera ($22^{\circ}00'45''S$ $64^{\circ}34'10''W$) y Achirales ($22^{\circ}02'05''S$ $64^{\circ}26'00''W$) a altitudes entre 1700 y 2000 msnm (Mayer 2000). También Mayer et al. (2000) comentan que la especie era muy común en marzo de 1992 entre Narvéez (Tarija) y hasta los 1500 msnm en la ladera este del Cerro Bufete ($20^{\circ}50'30''S$ $64^{\circ}22'54''W$, Departamento Chuquisaca), lo que podría significar grupos en migración (Fig. 3).

La hipótesis de en Horco Molle se tratan de probables concentraciones invernantes de pitiayumi, se rebate por el uso de redes ya que no fue recapturado ningún individuo de estos grupos de individuos pasantes (de los cuales capturamos una pequeña porción) en los días subsiguientes y que no permanecieron en el lugar.

Como conclusión creemos que Pitiayumi es una especie parcialmente migratoria en Argentina, con migración sincrónica en bandadas constituidas por machos, hembras y subadultos, con una contingencia estacional marcada con arribos a fines de agosto. Probablemente migre por las Yungas hasta Salta y Jujuy y Bolivia en marzo-abril y retorne en migración en agosto-septiembre aunque esto necesita de más estudios.

AGRADECIMIENTOS

A tantos anilladores del CENAA y/o con proyectos personales y/o de tesis de grado y posgrado, imposible nombrarlos a todos. A la Universidad Nacional de Tucumán por proveernos de infraestructura, vehículos y choferes para los viajes. A la Reserva de Horco Molle de la Facultad de Ciencias Naturales e Instituto Miguel Lillo (UNT), a su Director Juan Pablo Juliá, sus volun-

tarios y alumnos de Bionitología Argentina por colaborar con el anillado en ese predio, a la Colección de la Fundación Miguel Lillo y a Sebastián Aveldaño por permitirnos consultar ejemplares depositados en ella. A los revisores anónimos y al Editor por sus sugerencias y correcciones que mejoraron el manuscrito.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- Canevari M, Canevari P, Carrizo GR, Harris G, Rodríguez Mata J, Straneck R (1991) *Nueva guía de las aves argentinas*. Volumen II: Ordenes y familias. Fundación Acindar, Buenos Aires
- Capllonch P (1997) *La avifauna de los bosques de transición del noroeste argentino*. Tesis doctoral, Facultad de Ciencias Naturales e Instituto Miguel Lillo, Universidad Nacional de Tucumán, Tucumán
- Capllonch P (2018) Un panorama de las migraciones de aves en Argentina. *El Hornero* 33:1-18
- Capllonch P, Ortiz D (2007) ¿Migra el Arañero cara negra (*Geothlypis aequinoctialis velata*)? *Ornitología Neotropical* 18:195-208
- Davis SE (1993) Seasonal status, relative abundance and behavior of birds of Concepción, Departamento Santa Cruz, Bolivia. *Fieldiana Zoology* 71: 1-33
- Flores B, Rumiz DI, Cox G (2001) Avifauna del bosque semidecídulo Chiquitano (Santa Cruz, Bolivia) antes y después del aprovechamiento forestal selectivo. *Ararajuba* 9:1-11
- Herzog KS, Kessler M (2002) Biogeography and composition of dry forest bird communities in Bolivia. *Journal für Ornithologie* 143:171-204
- Herzog SK, Terrill RS, Jahn AE, Remsen JV, Maillard O, García Solís VH, Macleod R, McCormick A, Vidoz JQ, Tofte CC, Slongo H, Tintaya O, Kessler M, Fjeldsa J (2016) *Birds of Bolivia: Field Guide*. Asociación Armonía, Santa Cruz de la Sierra
- López-Lanús B (2020) *Guía Audiornis de las aves argentinas, fotos y sonidos: identificación por características contrapuestas y marcas sobre imágenes*. Edición de Campo. Audiornis Producciones. Buenos Aires
- Lovette IJ, Pérez-Emán JL, Sullivan JP, Banks RC, Fiorentino I, Córdoba-Córdoba S, Echeverry-Galvis M, Barker FK, Burns KJ, Klicka J, Lanyon SM, Bermingham E (2010) A comprehensive multilocus phylogeny for the wood-warblers and a revised classification of the Parulidae (Aves). *Molecular Phylogenetics and Evolution* 57:753-770. <https://doi.org/10.1016/j.ympev.2010.07.018>
- Martínez O, Rechberger J (2007) Características de un gradiente altitudinal de un bosque nublado andino en La Paz, Bolivia. *Revista Peruana de Biología* 14:225-236
- Mayer S (2000) *Birds observed in and near the reserve of Tariquia, dpto. Tarija, Bolivia, in September/October 1992* (online). (URL: <http://www.bolivianbeauty.com/Tariquia/MainPage.htm>)
- Narosky T, Yzurieta D (2013) *Guía para la identificación de las aves de Argentina y Uruguay*. Edición Total. Vázquez-Mazzini (Eds.) Buenos Aires
- Newton I (2008) *The migration ecology of birds*. Academic Press, Londres
- Olrog CC (1963) Notas sobre aves bolivianas. *Acta Lilloana* 19:407-478
- Ortiz D, Capllonch P (2008) Distribución y migración de *Sporophila c. caerulescens* en Sudamérica. *Revista Brasileira de Ornitología* 15:377-385
- Ortiz D, Martínez Pastur E, Capllonch P (2022) Descripción de un arribo migratorio de Pitiayumis (*Setophaga pitiayumi*) en las yungas de Tucumán. *Nótulas Faunísticas*, Segunda Serie 346:1-6
- Ridgely S, Tudor G (1989) *The birds of South America*. Vol. I The oscines passerines. University of Texas Press. Austin, Texas
- Watts HE, Cornelius JM, Fudickar AM, Pérez J, Rame-nofsky M (2018) Understanding variation in migratory movements: a mechanistic approach. *General and Comparative Endocrinology* 256:112-122. <https://doi.org/10.1016/j.ygcen.2017.07.027>

Establecida en 1917

El HORNERO

Revista de Aves Argentinas · Sociedad Ornitológica del Plata



Volumen 39 - Número 1 - Agosto 2024

ISSN 0073-3407 (*Versión impresa*) · ISSN 1850-4884 (*Versión electrónica*)

