Revista de
Ornitología
Neotropical

El Hornero

Volumen 37 - Número 2 Diciembre 2022

Número Especial Ornitología Urbana

Editores: Lucas Leveau, Nélida Villaseñor y Sergio Lambertucci

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

El Hornero

Revista de Ornitología Neotropical

Establecida en 1917
ISSN 0073-3407 (Versión impresa)
ISSN 1850-4884 (Versión electrónica)

AVES ARGENTINAS

SciELO Argentina — Disponible en línea scielo.org.ar

Miembro de BirdLife INTERNATIONAL

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. Juan Ignacio Areta
Laboratorio de Ecología, Comportamiento y Sonidos Naturales (ECOSON), IBIGEO-CONICET, Rosario de Lerma, Argentina.
Dr. David Canal
Institute of Ecology and Botany (IEB-CER), Hungría
Dra. Kristina L. Cockle
Grupo de Ecología y Conservación de Aves, Instituto de Biología Subtropical-CONICET-UNaM, Puerto Iguazú, Argentina
Dr. Adrián Di Giacomo
Laboratorio de Biología de la Conservación, CECOAL-CONICET
Dra. Laura Gangoso
Department of Wetland Ecology, Estación Biológica de Doñana (EBD-CSIC), España
Dr. Germán García
Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (IIMyC-CONICET), FCEYN-UNMDP
Dr. Alex E. Jahn
Environmental Resilience Institute, Indiana University, USA
Dr. Lucas Leveau
Instituto de Ecología, Genética y Evolución de Buenos IEGEBA-CONICET, FCEN-UBA, Buenos Aires, Argentina
Dra. Bettina Mahler
Laboratorio de Ecología y Comportamiento Animal, IEGEBA-FCEN, UBA
Dra. Beatriz M. Miranzo
Centro para el Estudio y Conservación de las Aves Rapaces en Argentina (CECA- RA), FCEyN-UNLPam & INCITAP-CONICET
Dra. Susana Peluc
Grupo de Ecología y Ecofisiología de Aves, IDEA, CONICET- Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina.
Dr. Pablo Plaza
Grupo de Investigaciones en Biología de la Conservación, INIBIOMA, CONICET-Universidad Nacional del Comahue, Bariloche, Argentina.
Dra. Cynthia Ursino
Department of Ecology and Evolutionary Biology, Princeton University, Estados Unidos
Dra. Andrea Raya Rey
Centro Austral de Investigaciones Científicas (CADIC), CONICET
Dra. Nélida 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

Diseño gráfico
Mariano Masariche

Ilustración de tapa: Chimango (*Milvago chimango*) en ambiente urbano, realizado por Fernando Ballejo

El Hornero

Revista de Ornitología Neotropical

Volumen 37 - Número 2 Diciembre 2022

Número Especial Ornitología Urbana

Editores: Lucas Leveau, Nélida Villaseñor y Sergio Lambertucci

AVES ARGENTINAS

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

Editorial

ORNITOLOGÍA URBANA EN EL NEOTRÓPICO: ESTADO DE SITUACIÓN Y DESAFÍOS

Lucas M. Leveau[1*], Nélida R. Villaseñor[2, 3], Sergio A. Lambertucci[4]

[1] Departamento de Ecología, Genética y Evolución, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires – IEGEBA (CONICET-UBA), Buenos Aires, Argentina
[2] Grupo de Ecología, Naturaleza y Sociedad, Departamento de Gestión Forestal y su Medio Ambiente, Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza, Universidad de Chile, Santiago, 8820808, Chile
[3] Departamento de Ciencias Químicas y Biológicas, Universidad Bernardo O'Higgins, Av. Viel 1497, Santiago, Chile
[4] Grupo de Investigaciones en Biología de la Conservación (GRINBIC), Laboratorio Ecotono, INIBIOMA, Universidad Nacional del Comahue - CONICET, Quintral 1250 (R8400FRF), San Carlos de Bariloche, Argentina
*lucasleveau@yahoo.com.ar

Resumen.- La región Neotropical presenta una gran diversidad de aves y un alto nivel de urbanización, sin embargo, es una de las regiones menos estudiadas en relación a la ornitología urbana. Muchas aves de esta región están sufriendo decrecimientos poblacionales importantes debido a impactos antrópicos por lo cual es fundamental analizar los efectos de la urbanización sobre las aves en el Neotrópico. En base a una revisión bibliográfica encontramos 270 estudios sobre ornitología urbana en el Neotrópico, casi la mitad de las investigaciones se enfocan en ecología espacial, y sólo tres países (Brasil, México y Argentina) concentran más del 60% de las investigaciones. Este *Número Especial* incluye 20 artículos sobre ornitología urbana con la participación de investigadores de seis países de la región. En estos trabajos -que incluyen puntos de vista, revisiones bibliográficas, metodologías y ayudas en investigación, artículos y comunicaciones cortas-, se analizan diferentes temáticas como el cambio de la diversidad de aves y poblaciones a través de gradientes urbanos y del tiempo, depredación de nidos y mortandad de adultos en ambientes urbanos. En comparación a las temáticas abordadas anteriormente en la región, este *Número Especial* se destaca por sus trabajos sobre demografía y comportamiento de aves. Resaltamos la necesidad de realizar más investigaciones sobre cambios demográficos de las especies, análisis de factores abióticos como la luz artificial o el ruido, y estudios a múltiples escalas espaciales y temporales.

Palabras clave: *aves urbanas, diversidad, escalas, Latinoamérica, mortalidad, poblaciones*

Abstract.- URBAN ORNITHOLOGY IN THE NEOTROPICS: STATUS AND CHALLENGES. The Neotropical region has one of the greatest bird diversity in the world and, in turn, faces future increases in the human population that inhabits cities. Many birds in this region are experiencing significant population declines due to anthropogenic impacts, which is why it is essential to analyze the effects of urbanization on birds in the Neotropics. Based on a bibliographic review, we found 270 studies on urban ornithology in the Neotropics, almost half of the investigations focus on spatial ecology, and only three countries (Brazil, Mexico and Argentina) concentrate more than 60% of the investigations. This *Special Issue* includes 20 articles on urban ornithology with the participation of researchers from six countries from the region. In these works -which include points of view, bibliographical reviews, methodologies and research support, articles and short communications-, different topics are analyzed such as the change in bird diversity and population numbers along urban and temporal gradients, nest predation and adult mortality in urban environments. Compared to the topics previously addressed in the region, this Special Issue stands out for its works on demography and bird behavior. According to published articles, more studies are needed on species demography, and impacts of abiotic factors such as artificial light and noise, and multiple spatial scales analyses.

Keywords: *diversity, Latin America, mortality, populations, scale, urban birds*

Las aves son uno de los taxones más estudiados en ambientes urbanos, con un considerable aumento del número de trabajos publicados en los últimos años (Marzluff 2017, Murgui Perez 2022). La creciente actividad de la ornitología urbana podría estar relacionada a diferentes factores. En primer lugar, durante las últimas décadas los seres humanos se han vuelto más urbanos (United Nations 2019), lo cual está promoviendo un mayor interés en la relación entre nuestra especie, la urbanización y la biodiversidad. Además, una gran proporción de las investigaciones sobre la relación entre la urbanización y la biodiversidad se han enfocado en las aves debido a que presentan varias ventajas en comparación con

otros taxones. Por ejemplo, son relativamente fáciles de identificar y estudiar, y a su vez responden rápidamente a cambios ambientales (Lepczyk et al. 2017). Sumado a esto, los ecosistemas urbanos comúnmente presentan una riqueza de aves con densidades poblacionales variables, permitiendo probar múltiples hipótesis ecológicas.

Sin embargo, este creciente interés en el estudio de las aves en ambientes urbanos ha sido desigual, evidenciando grandes sesgos en los temas de investigación y las áreas geográficas (Marzluff 2017). Por ejemplo, los patrones de diversidad, composición de especies y cambios comportamentales han sido más estudiados que los cambios demográficos, como la supervivencia, reproducción o dispersión (Marzluff 2017, Leveau y Zuria 2017). Además, la mayoría de los estudios investigan ciudades y pueblos situados en el Hemisferio Norte (Marzluff 2017).

En la región Neotropical, que abarca desde México y una pequeña porción de Estados Unidos hasta el extremo sur de Sudamérica en Argentina y Chile (Wallace 1876), la cantidad de estudios ornitológicos en ambientes urbanos han aumentado notablemente en las últimas décadas (Ortega-Álvarez y MacGregor-Fors 2011, Muñoz-Pacheco y Villaseñor 2022). A pesar de este aumento, la región Neotropical continúa siendo una de las regiones menos estudiadas en relación a la ornitología urbana a escala global. Esta escasez de estudios limita nuestro conocimiento sobre los impactos de la urbanización y la posibilidad de proponer e implementar estrategias efectivas para la conservación de la naturaleza. Esta situación es grave considerando que la región Neotropical presenta gran diversidad de biomas, ecosistemas y especies (Hawkins et al. 2007, Keith et al. 2022), donde hay pueblos y ciudades en expansión sobre biomas que prácticamente no han sido investigados (Muñoz-Pacheco y Villaseñor 2022). Además, ciudades de gran tamaño se emplazan sobre sitios prioritarios para la conservación (Weller et al. 2019). Por ejemplo, las ciudades de México, Guadalajara (México), Puerto Príncipe (Haití), Rio de Janeiro, Brasilia (Brasil), Bogotá (Colombia), Guayaquil (Ecuador) y Santiago (Chile) se emplazan sobre zonas prioritarias para la conservación por su alto número de endemismos y la severa pérdida de la vegetación natural (Myers et al. 2000), lo que amenaza a su biodiversidad (Weller et al. 2019).

Fortalecer el conocimiento de la ornitología urbana en el Neotrópico es fundamental para lograr ciudades más amigables con las aves y el resto de la naturaleza (Leveau 2022a, Villaseñor y Escobar 2022). Para contribuir al desarrollo de la disciplina y brindar una plataforma para la difusión de las investigaciones sobre las aves neotropicales en entornos urbanos, el presente *Número Especial* convocó a investigadores de la región a contribuir con sus trabajos. De esta manera se buscó obtener un panorama actual de la ornitología urbana e identificar nuevos desafíos para la disciplina. En este Editorial revisamos brevemente el estado de situación de la ornitología urbana en el Neotrópico, y la evaluamos en el contexto de los trabajos publicados en el presente *Número Especial*.

EL NÚMERO ESPECIAL

En este *Número Especial* se compilan 20 trabajos provenientes de seis países: Argentina, Bolivia, Brasil, Chile, Costa Rica y México (Fig. 1). Sin embargo, los estudios cuyos autores y sitios de estudio son de Argentina predominan. Las temáticas abordadas comprenden principalmente tres temas en ambientes urbanos: 1) relación aves-hábitat; 2) mortalidad o supervivencia de aves; y 3) variaciones temporales de las aves.

Las relaciones aves-hábitat se plantearon mayormente a escala local, analizando las variaciones de la

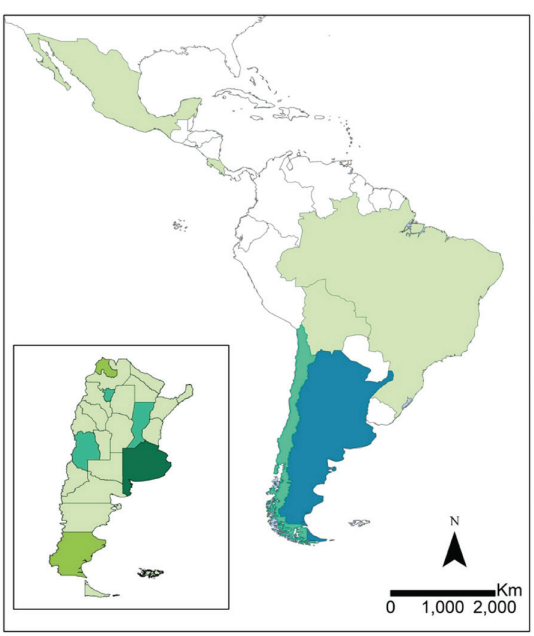


Figura 1. Mapa con la localización de los trabajos. La mayoría de los estudios en Latinoamérica provino de Argentina (N = 14), seguido de Chile (N = 2), y un trabajo proveniente de Bolivia, Brasil, Costa Rica y México. Dentro de Argentina, la mayoría de los estudios provino de la provincia de Buenos Aires y Ciudad de Buenos Aires (N = 5), dos trabajos en Jujuy y Santa Cruz y un trabajo en Mendoza, Santa Fe y Tucumán. Otros dos estudios fueron revisiones a escala regional o de Argentina. El color más oscuro indica más cantidad de trabajos.

diversidad o composición de especies de acuerdo con la cobertura de la vegetación, presencia de humanos y ruido (Cristaldi et al. 2022, Melo et al. 2022, Palacio et al. 2022, Rodríguez-Arancibia et al. 2022, Seas et al. 2022). Leveau (2022b) compara las comunidades de aves migradoras entre parques urbanos y áreas rurales de diferentes ciudades del centro de Argentina. Dos trabajos del tipo "Puntos de Vista" enfatizan la importancia de la vegetación a diferentes escalas en la conservación de aves de las ciudades (Leveau 2022a, Villaseñor y Escobar 2022).

Varios estudios analizan aspectos demográficos de las aves. Por ejemplo, Hoyos et al. (2022) y Salazar-Pammo y Garitano-Zavala (2022) analizan la supervivencia de nidos en gradientes de urbanización, encontrando grados similares de supervivencia de pichones o depredación de nidos en diferentes contextos urbanos. Por otra parte, dos trabajos muestran casos graves de depredación de aves adultas por parte de perros urbanos sueltos en una ciudad patagónica (Morgenthaler et al. 2022; Procopio et al. 2022). Si bien se conoce que los perros impactan de distintas maneras en la fauna en Argentina (Zamora et al. 2021), no existen muchos estudios que prueben la depredación directa. Esto hace que los registros presentados sean muy relevantes, pero al mismo tiempo preocupantes por sus graves efectos en las especies estudiadas. Por último, Tallei y Benavidez (2022) reportan un caso de mortandad de aves urbanas por un evento meteorológico extremo, otro tema poco explorado pero con relevancia para las poblaciones de aves.

La variación temporal de las aves a nivel individual, poblacional y comunitario ha sido analizada a diferentes escalas, ya sea lo largo del día, estaciones o años. Por ejemplo, Palacio et al. (2022) analizan el uso de dormideros por parte de Estorninos Pintos (*Sturnus vulgaris*) a lo largo del día y entre años. También se reportan variaciones interanuales de poblaciones urbanas del Loro Barranquero (*Cyanoliseus patagonus*) en una ciudad de Argentina (Lera et al. 2022) y de la Paloma Doméstica (*Columba livia*) en parques urbanos de Costa Rica (Seas et al. 2022). Otros autores analizan variaciones estacionales de las poblaciones urbanas del Tucán Grande (*Ramphastos tocos*) (Ruggera et al. 2022) o de las comunidades de aves en una ciudad del norte de Argentina (Yapura et al. 2022).

Los estudios que completan el número especial abordan aspectos poco estudiados en la región, como una revisión sobre el efecto de la luz artificial sobre las aves mostrando lo poco que se sabe en la región y particularmente en Argentina (Ursino et al. 2022), el efecto del ruido sobre la probabilidad de detección de aves (Rodríguez-Arancibia et al. 2022), la respuesta de huida de las aves ante los humanos (Bocelli et al. 2022), y la percepción de las aves por parte de los humanos en entornos urbanos (Ortega-Álvarez y Casas 2022). Finalmente, un trabajo presenta una ayuda metodológica en español para quienes quieran realizar estudios de bioacústica por ejemplo en investigaciones de ornitología urbana (Bahía et al. 2022).

LA ORNITOLOGÍA URBANA NEOTROPICAL

La investigación en ornitología urbana en la región Neotropical, medida como cantidad de artículos publicados en revistas científicas, se han ido incrementando con el tiempo. En los últimos años se publicaron cerca de medio centenar de artículos al año, los cuales

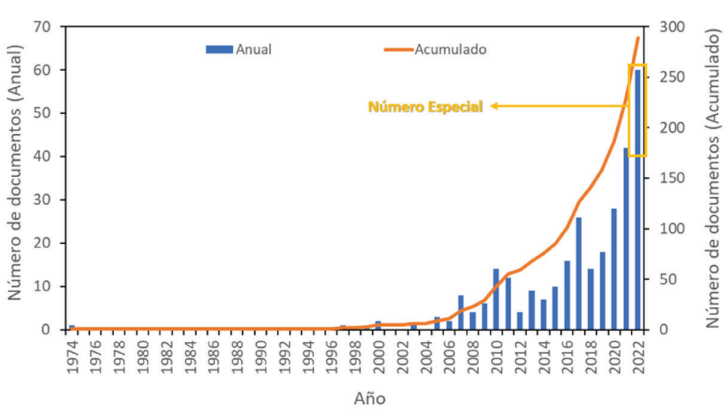


Figura 2. Cantidad de publicaciones en Ornitología Urbana por año en el Neotrópico. Datos obtenidos de Scopus (www.scopus.com) en enero de 2023 utilizando la siguiente búsqueda: TITLE-ABS-KEY (*bird OR *birds OR avian) AND TITLE-ABS-KEY (urban* OR city*) AND TITLE-ABS-KEY (neotropic* OR "Latin* America*" OR "South* America*" OR "Centr* America*" OR "Caribbean*"). Los 466 trabajos obtenidos en la búsqueda fueron revisados, identificando un total de 270 trabajos sobre ornitología urbana en el Neotrópico. Luego agregamos los 20 trabajos de este Número Especial al año 2022.

representan aproximadamente un 10% de la literatura ornitológica en el Neotrópico (Fig. 2; para comparar con las tendencias de publicaciones sobre ornitología en el Neotrópico, se realizó la misma búsqueda en Scopus explicada en la Fig. 2, pero omitiendo los términos "urban*" y "city*"). No obstante, aún es limitada considerando la gran extensión de la región, la cantidad y tamaño de las ciudades, la concentración humana en las mismas y las amenazas y oportunidades de las áreas urbanas para la conservación de las aves. El presente *Número Especial*, que incluye una veintena de trabajos, contiene alrededor de un 50% o más de las publicaciones que suele haber en un año, considerando los años previos a 2022 (Fig. 2, note que este último año aumentó mucho la cantidad de trabajos por estos 20 artículos). Esto resalta la importante contribución de este *Número Especial* y el interés de la comunidad científica por desarrollar investigaciones en la temática.

En cuanto al patrón espacial de las contribuciones encontradas en Scopus, los estudios provenientes de Brasil, México y Argentina lideran en cantidad de contribuciones regionales (Fig. 3), manteniendo el patrón encontrado en revisiones recientes (MacGregor-Fors y Escobar-Ibáñez 2017, Muñoz-Pacheco y Villaseñor 2022). Estas tendencias en el número de publicaciones seguramente están relacionadas al número de investigadores en cada país y la cantidad de inversión en ciencia. Un aspecto a destacar es la cantidad de estudios realizados de manera colaborativa, ya que los estudios que involucraron diferentes países de la región Neotropical alcanzan el cuarto lugar (Fig. 3). Estas publicaciones colaborativas permiten investigar patrones a mayores escalas espaciales además de promover comparaciones entre diferentes biomas (Leveau et al. 2017, 2022, Morelli et al. 2022). Este *Número Especial* cuenta con trabajos principalmente de Argentina, no obstante, incluye información de países que hasta el momento tienen pocos trabajos en la temática como Bolivia y Costa Rica. Favorecer la publicación de trabajos en regiones con menor producción académica es clave. No desconocemos las limitaciones que hay en nuestros países para llevar adelante investigaciones en ornitología, relacionadas a limitaciones en presupuesto para la investigación y logística (Soares et al. 2023). Por ello, queremos convocar a estos y otros países poco representados en la literatura internacional a publicar sus trabajos en esta temática. Disponer de esta información será fundamental para poder entender de manera más integrada y sólida cómo responden las aves de nuestra región a la urbanización, particularmente considerando la gran biodiversidad de aves presente.

De acuerdo a las temáticas abordadas en la región, existe un claro predominio de los estudios en ecología espacial (Fig. 4), categoría que comprende aspectos relacionados con la biogeografía, la ecología del paisaje y el uso/selección de hábitat (Murgui Perez 2022). Este *Número Especial* se destaca por varios estudios sobre demografía y comportamiento de especies, una temática poco abordada en la región hasta el momento (Fig. 4). Este tipo de estudios es fundamental para comprender

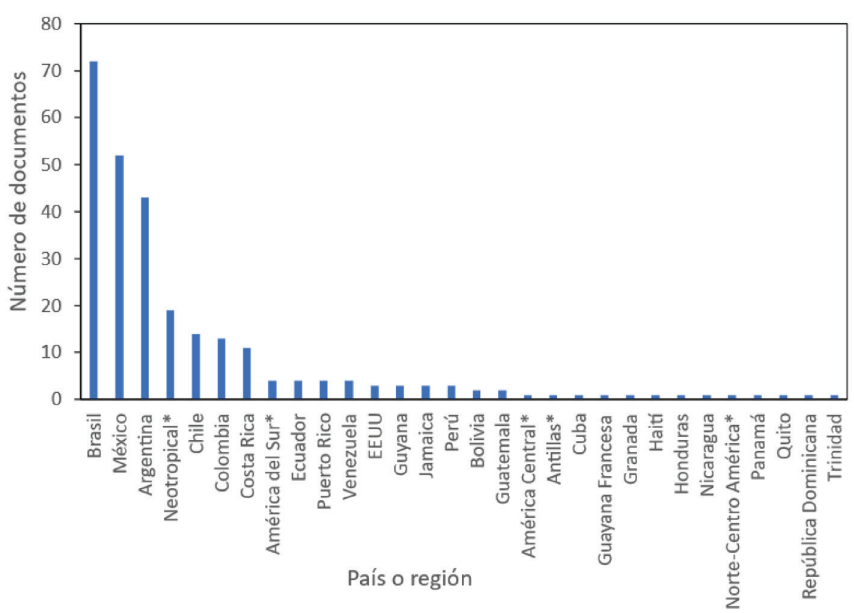


Figura 3. Cantidad de publicaciones en Ornitología Urbana por país o región en el Neotrópico. Los asteriscos indican estudios involucrando dos o más países. Neotropical comprende los estudios que incluyeron países de América del Norte (sólo la zona Neotropical), Centro y Sur.

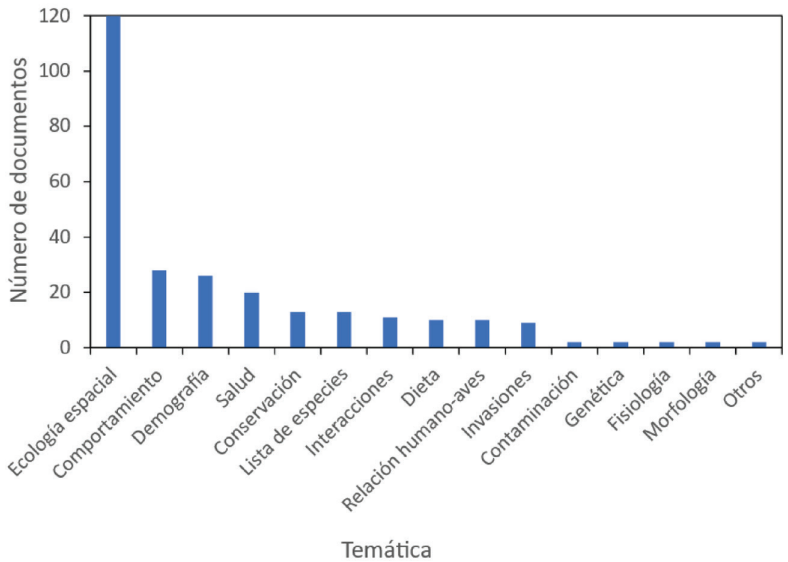


Figura 4. Cantidad de publicaciones en Ornitología Urbana por temática en el Neotrópico.

cómo ciertas especies de aves prosperan en ciudades o incluso alcanzan densidades mayores respecto a áreas no urbanas. Por último, deseamos enfatizar la existencia de estudios en este *Número Especial* que promueven nuevas temáticas que no han sido muy consideradas y son de gran interés en la ornitología urbana, como el caso de la bioacústica o la contaminación lumínica (Bahía et al. 2022, Ursino et al. 2022).

CONCLUSIÓN

Los temas tratados en este *Número Especial* de ornitología urbana Neotropical concuerdan con las tendencias de estudio a escala global, con una predominancia de trabajos sobre ecología espacial, en particular, explorando las relaciones entre el hábitat y la diversidad y/o composición de especies (Marzluff 2017). A partir de los estudios publicados en este *Número Especial* se incrementó de manera notoria la información de la región acerca de la ornitología urbana y se pueden vislumbrar líneas de estudio poco exploradas aún. En primer lugar, es necesario abordar diferentes escalas espaciales y temporales para un mejor entendimiento de las comunidades de aves en ambientes urbanos (Lera et al. 2022, Leveau 2022a, Seas et al. 2022, Villaseñor y Escobar 2022, Yapura et al. 2022). En particular, es importante identificar los elementos clave que mantienen poblaciones de aves nativas y endémicas en estos ambientes, e implementar acciones de conservación efectivas tanto al interior como al exterior de la ciudad (Villaseñor y Escobar 2022). En segundo lugar, se necesitan más estudios sobre aspectos poblacionales de las aves, como la supervivencia de pichones o la mortalidad de adultos (Hoyos et al. 2022, Procopio et al. 2022, Salazar-Pammo y Garitano-Zavala 2022, Tallei y Benavidez 2022). Por último, el efecto de variables abióticas sobre las aves, como la luz artificial o el ruido, es fundamental para determinar sus implicancias sobre las poblaciones de aves urbanas (Bahía et al. 2022; Ursino et al. 2022). Esperamos que la información compilada en este volumen ayude a profundizar las líneas de investigación existentes y también a crear nuevas líneas de investigación en este tema de gran importancia frente a escenarios de antropización creciente de los ambientes.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a los autores de este Número Especial por sus contribuciones. También queremos agradecer a Jorgelina Guido, Pablo Plaza, Cynthia Ursino y Karina Speziale por su ayuda y aportes para este Editorial y el Número Especial. LML agradece el apoyo de la Agencia Nacional de Promoción de la Investigación, el Desarrollo Tecnológico y la Innovación, PICT 2018-03871.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

Bahía R, Lambertucci SA y Speziale KL (2022) Aplicando técnicas de bioacústica a estudios de ornitología urbana: guía y recomendaciones. *Hornero* 37: 47-64

Bocelli ML, Morelli F, Benedetti Y y Leveau LM (2022) Estrategias de escape de aves en ambientes urbanos. *El Hornero* 37: 75-85

Cristaldi M, Sarquis A, Leveau LM y Giraudo AR (2022) Bird community responses to urbanization in a medium-sized argentine city: Santo Tomé (Santa Fe province) as a case study. *El Hornero* 37: 105-120

Hawkins BA, Diniz-Filho JAF, Jaramillo CA y Soeller SA (2007) Climate, niche conservatism, and the global bird diversity gradient. *The American Naturalist* 170: S16-S27

Hoyos SL, Fanjul, ME y Alderete M (2022) Aspectos de la biología reproductiva del Benteveo (*Pitangus sulphuratus*) bajo diferentes grados de urbanización en un aglomerado urbano del noroeste de Argentina. *El Hornero* 37: 195-205

Keith DA, Ferrer-Paris JR, Nicholson E, Bishop MJ, Polidoro BA, Ramirez-Llodra E, Tozer MG, Nel, JL, Mac Nally R, Gregr EJ, Watermeyer KE, Essl F, Faber-Langendoen D, Franklin J, Lehmann CER, Etter A, Roux DJ, Stark JS, Rowland JA, Brummitt NA, Fernandez-Arcaya UC, Suthers IM, Wiser SK, Donohue I, Jackson LJ, Pennington RT, Iliffe TM, Gerovasileiou V, Giller P, Robson BJ, Pettorelli N, Andrade A, Lindgaard A, Tahvanainen T, Terauds A, Chadwick MA, Murray NJ, Moat J, Pliscoff P, Zager I y Kingsford RT (2022) A function-based typology for Earth's ecosystems. *Nature* 610: 513–518

Lepczyk CA, La Sorte FA, Aronson MFJ, Goddard MA, MacGregor-Fors I, Nilon CH y Warren PS (2017). Global patterns and drivers of urban bird diversity. Pp: 13-33 en: *Ecology and conservation of birds in urban environments*. Springer, Cham

Lera D, Cozzani N, Canale A, Tella JL y 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

Leveau LM (2022a) Del árbol al bioma: una solución multiescala para las aves urbanas. *El Hornero* 37: 13-22

Leveau LM (2022b) Bird migrant assemblages in urban and rural areas of central Argentina: a regional scale comparison. *El Hornero* 37: 121-127

Leveau LM y Zuria I (2017) Flocking the city: Avian demography and population dynamics in urban Latin America. Pp: 57-77 en: *Avian ecology in Latin American cityscapes*. Springer, Cham

Leveau LM, Leveau CM, Villegas M, Cursach JA y Suazo CG (2017) Bird communities along urbanization gradients: a comparative analysis among three Neotropical cities. *Ornitología Neotropical* 28: 77-87

Leveau LM, Bocelli ML, Quesada-Acuña SG, González-Lagos C, Gutiérrez Tapia P, Franzoi Dri G, Delgado-V. CA, Garitano-Zavala Á, Campos J, Benedetti Y, Ortega-Álvarez R, Contreras Rodríguez AI, Souza López D, Suertegaray Fontana C, da Silva TW, Zalewski Vargas SS, Barbosa Toledo MC, Sarquis JA, Giraudo A, Echevarria AL, Fanjul ME, Martínez MV, Haedo J, Cano Sanz LG, Peña Y, Fernandez V, Marinero V, Abilhoa V, Amorin R, Escobar Ibáñez JF, Juri MD, Camín S, Marone L, Piratelli AJ, Franchin AG, Crispim L y Morelli F (2022) Bird diversity-environment relationships in urban parks and cemeteries of the Neotropics during breeding and non-breeding seasons. *PeerJ* 10:e14496

MacGregor-Fors I y Escobar-Ibáñez JF (Eds.) (2017) Avian ecology in Latin American cityscapes. Springer. Cham

Marzluff JM (2017) A decadal review of urban ornithology and a prospectus for the future. *Ibis* 159: 1-13

Melo MA, Campos-Silva LA y Piratelli AJ (2022) Red clay roof and NDVI drive changes in bird species composition and functional evenness in housing areas of São Paulo megacity, Brazil. *El Hornero* 37: 87-103

Morelli F, Leveau LM, Mikula P, MacGregor-Fors I, Bocelli ML, Quesada-Acuña SG, González-Lagos C, Gutiérrez-Tapia P, Franzoi Dri P, Delgado-V CA, Garitano Zavala A, Campos J, Ortega-Álvarez R, Contreras-Rodríguez AI, Souza López D, Toledo MCB, Sarquis A, Giraudo A, Echevarria AD, Fanjul ME, Martínez MV, Haedo J, Cano Sanz LG, Peña Dominguez YA, Fernandez V, Marinero V, Abilhoa V, Amorin R, Suertegaray Fontana C, da Silva TW, Zalewski Vargas SS, Escobar Ibañez JF, Juri MD, Camín SR, Marone L, Piratelli AJ, Franchin AG, Crispim L, Benitez J y Benedetti Y (2022) Are birds more afraid in urban parks or cemeteries? A Latin American study contrasts with results from Europe. *Science of The Total Environment* 160534

Morgenthaler A, Millones A, Frere E, Barrionuevo M, de San Pedro ME y Procopio D (2022) Urban dog attacks on Magellanic Penguins in a protected area. *El Hornero* 37: 207-215

Muñoz-Pacheco CB y Villaseñor NR (2022) Avian species richness in cities: A review of the Spanish-language literature from the Southern Cone of South America. *Urban Ecosystems* 25: 601-616

Murgui Perez E (2022) Sesenta años (1960-2019) de ornitología urbana en España: análisis bibliométrico de una disciplina en desarrollo. *Ecosistemas* 31: 2283-2283

Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, da Fonseca GAB y Kent J (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853–858

Ortega-Álvarez R y Casas A (2022) "Las aves están en el monte, no en el pueblo": percepción comunitaria sobre la riqueza aviar asociada a los traspatios de Zacualpan, México. *El Hornero* 37: 65-74

Ortega-Álvarez R y MacGregor-Fors I (2011) Dusting-off the file: A review of knowledge on urban ornithology in Latin America. *Landscape and Urban Planning* 101: 1-10

Palacio FX, Ibáñez LM, Maragliano RE yMontalti D (2022) Uso del paisaje urbano por el Estornino Pinto (*Sturnus vulgaris*) durante las etapas reproductiva y no reproductiva. *El Hornero* 37: 183-183

Procopio DE, de San Pedro ME, Torlaschi ChL y Zapata SC (2022) Como zorro en gallinero: matanza excedente de choiques en Puerto Deseado por perros no supervisados. *El Hornero* 37: 217-228

Rodríguez-Aranciba J, Escobar MAH y Villaseñor NR (2022) Efecto del ruido, cobertura arbórea y hora del día sobre la detectabilidad de aves en ecosistemas urbanos. *El Hornero* 37: 137-145

Ruggera RA, Yapura A, Chocobar N, González Baffa-Trasci D, Caldano SA y Schaaf AA (2022) Ecología urbana del Tucán Grande (*Ramphastos toco*) en Jujuy: resultados preliminares de un proyecto de ciencia ciudadana. *El Hornero* 37: 159-172

Salazar-Pammo AC y Garitano-Zavala A (2022) Especies depredadoras y destructoras de nidos artificiales de aves en La Paz, Bolivia. *El Hornero* 37: 129-135

Seas C, Quesada-Acuña SG y Barrientos Z (2022) Efecto de la infraestructura y usuarios de parques urbanos en las poblaciones de la paloma *Columba livia* (columbiformes: columbidae) en Costa Rica (2014-2020). *El Hornero* 37: 237-242

Soares L, Cockle K, Inzunza ER, Ibarra JT, Miño CI, Zuluaga S, Bonaccorso E, Ríos-Orjuela JC, Montano-Centellas FA, Freile JF, et al. (2023) Neotropical Ornithology: Reckoning with historical assumptions, removing systemic barriers, and reimagining the future. *Ornithological Applications* https://doi.org/10.1093/ornithapp/duac046

Tallei E y 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

United Nations 2019. World Urbanization Prospects: The 2018 Revision (ST/ESA/SER.A/420). United Nations. New York. Estados Unidos

Ursino C, Rebolo-Ifrán N y Gorleri F (2022) Impactos de la contaminación lumínica en las aves con especial foco en la Argentina. *El Hornero* 37: 33-46

Villaseñor NR y Escobar MAH (2022) Promoviendo ciudades amigables con las aves: aprendizajes tras cinco años de estudios empíricos en Santiago de Chile. *El Hornero* 37: 23-31

Wallace AR (1876) The Geographical Distribution of Animals. London: Macmillan

Weller R, Drozdz Z y Kjaersgaard SP (2019) Hotspot cities: Identifying peri-urban conflict zones. *Journal of Landscape Architecture* 14: 8-19

Yapura AM, Ruggera RA, González Baffa-Trasci D, Caldano SA, Chocobar N y Schaaf AA (2022) Composición y variación estacional de la comunidad de aves urbanas en San Salvador de Jujuy, Argentina. *El Hornero* 37: 229-235

Zamora-Nasca LB, di Virgilio A y Lambertucci SA (2021) Online survey suggests that dog attacks on wildlife affect many species and every ecoregion of Argentina. *Biological Conservation* 256:109041

Punto de vista

DESDE EL ÁRBOL AL BIOMA: UNA SOLUCIÓN MULTIESCALA PARA LAS AVES URBANAS

Lucas M. Leveau

Departamento de Ecología, Genética y Evolución, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires – IEGEBA (CONICET – UBA), Ciudad Universitaria, Pab 2, Piso 4, Buenos Aires, 1426, Argentina.
E-mail: lucasleveau@yahoo.com.ar

Resumen.- El aumento de la población urbana está relacionado a una expansión de las ciudades hacia áreas rurales o la pérdida de espacios verdes dentro de las ciudades. Esta expansión urbana puede promover disminuciones significativas de la diversidad de aves. Numerosos estudios han encontrado que un aumento del área verde en ciudades favorecería una mayor diversidad de aves. Sin embargo, otros aspectos como la configuración o composición del verde urbano han sido menos estudiados. En el presente trabajo se recomienda un enfoque multiescala para abordar la relación entre verde urbano y aves, con un enfoque en estudios realizados en el Neotrópico. Se identificaron cinco escalas espaciales: 1) microhábitat, 2) hábitat, 3) paisaje, 4) escala regional, y 5) biogeográfica. El repaso realizado de las diferentes escalas de trabajo reveló serias deficiencias en el conocimiento de la selección de microhábitats por parte de las aves. Aunque se conocen que factores a escala de hábitat y paisaje se relacionan con las comunidades de aves en áreas verdes, este tipo de estudio se centró principalmente en parques urbanos. El análisis de la configuración del verde urbano, por ejemplo a modo de integración versus separación del verde, es fundamental para guiar propuestas de paisajismo amigables a las aves. El hecho de que estudios en diferentes partes del mundo hayan arrojado resultados contrastantes resalta la importancia de analizar la configuración del verde urbano en diferentes contextos biogeográficos.

Palabras clave: *aves, ciudades, escalas, jerarquía, urbanización*

Abstract.- FROM THE TREE TO THE BIOME: A MULTISCALE SOLUTION FOR URBAN BIRDS. The increase in urban population is related to an expansion of cities towards rural areas or the loss of green spaces within cities. This urban sprawl can promote significant declines in bird diversity. Numerous studies have found that an increase in green areas within cities would favor greater bird diversity of birds. However, other aspects such as the configuration or composition of urban greening have been less studied. In this work, a multiscale approach was used to address the relationship between urban greening and birds, with a focus on studies carried out in the Neotropics. Five spatial scales were identified: 1) microhabitat, 2) habitat, 3) landscape, 4) regional scale, and 5) biogeographic. The review of the different working scales revealed serious deficiencies in the knowledge of microhabitats selection by birds. Although factors affecting bird communities in green areas at the habitat and landscape scales are well known, this type of study mainly focused on urban parks. The analysis of the urban greening configuration, for example by the land-sharing/land sparing debate, is essential to guide bird-friendly landscaping projects. The fact that studies in different parts of the world have produced contrasting results in the land-sharing/land sparing debate highlights the importance of analyzing urban greening configuration in different biogeographical contexts.

Keywords: *birds, cities, hierarchy, scales, urbanization*

Recibido: 29 de julio de 2022; Aceptado: 3 de noviembre de 2022

Se consideran áreas verdes a aquellos hábitats urbanos de acceso público o privado dominados por vegetación (Haq 2011, Taylor y Hochuli 2017). De esta forma, las áreas verdes pueden ser diferentes tipos de hábitats como calles arboladas, parques urbanos, cementerios y terrenos baldíos. Estos diferentes tipos de áreas verdes pueden brindar recursos complementarios para las aves en ciudades (Gilbert 1989).

Las áreas verdes en ciudades constituyen un elemento fundamental para la conservación de aves (Beninde et al. 2015). Un reciente meta-análisis global ha mostrado que a mayor cantidad de área verde, más cantidad de especies de aves en ciudades

(Leveau et al. 2019). Sin embargo, otros aspectos actuando a diferentes escalas espaciales en relación al área verde, como el tipo de vegetación en la misma o la composición del paisaje circundante, pueden jugar un rol decisivo en la conservación de aves (Threlfall et al. 2016, Plummer et al. 2020).

Un análisis a múltiples escalas espaciales es fundamental para comprender las relaciones aves-hábitat en ambientes urbanos (Hostetler 1999, Savard et al. 2000). En general, la escala está compuesta por dos componentes: el grano y la extensión. El grano es el lugar donde tomamos los datos, mientras que la extensión es el área abarcada por las unidades de muestreo (Wiens 1989a, Cueto 2006). De esta forma, podemos enfocarnos a escala de microhábitat, considerando diferentes componentes de las áreas verdes usados por las aves. Por otra parte, se pueden analizar las diferencias de diversidad de aves en las áreas verdes urbanas ubicadas en diferentes biomas (Figura 1). Este tipo de información es fundamental para el diseño de ciudades amigables para las aves.

El objetivo de este *Punto de vista* es describir los métodos de investigación empleados en los estudios y la relación entre las aves y las áreas verdes urbanas en diferentes escalas espaciales, enfocándose principalmente en la Región Neotropical, la cual abarca desde el centro de México hasta Tierra del Fuego (del Hoyo 2020). En ausencia de ejemplos regionales, se utilizarán estudios realizados en otras partes del mundo. Otras revisiones han analizado la relación entre aves y áreas verdes urbanas a escala de hábitat y paisaje (Goddard et al. 2010, Lepczyk et al. 2017), o considerando factores socioeconómicos o interacciones biológicas que afecten a las aves (Goddard et al. 2010, Aronson et al. 2017). En este trabajo se analizará desde los mínimos componentes usados por las aves, como los árboles o tipos de sustrato de suelo, hasta las diferencias de uso a escala biogeográfica, considerando el uso de áreas verdes en diferentes biomas. Por último, se analizará cuál es el nivel de conocimiento en la región a cada escala de análisis.

MICROHÁBITAT

En general, las áreas verdes están compuestas por diferentes tipos de vegetación, dependiendo del grado de diseño e intervención humana. Por ejemplo, los parques urbanos suelen tener un alto grado de diseño e intervención, compuestos por áreas de césped, senderos para peatones, arbustos y grupos de árboles (Gilbert 1989). Por otra parte, las calles arboladas pueden tener diferentes cantidades y composición específica de árboles, los cuales pueden ser usados de manera diferencial por las aves (Murgui 2007, Young et al. 2007). La selección de sustratos de alimentación o nidificación de las aves puede ser analizada mediante la comparación entre la disponibilidad de especies de árboles y el uso de especies realizado por las aves (Jones 2001). Por ejemplo, Wood y Esaian (2020) encontraron que solo un pequeño porcentaje de las especies nativas y exóticas de árboles en calles de Los Ángeles (Estados Unidos) fueron preferentemente usadas por las aves para la alimentación. Si bien en la Región Neotropical se han realizado estudios de uso de la vegetación por parte de las aves (Mendonça y Anjos 2005, Gómez-Aíza y Zuria 2010, Protti-Sánchez y Sandoval 2019, Sazima y Sazima 2022), los análisis de selección de la vegetación han sido más escasos y relacionados a la selección de sitios de nidificación en árboles por especies de aves exóticas invasoras o plagas (Volpe y Aramburú 2011, Girini et al. 2014, Romero et al. 2015, Fernández-Maldonado et al. 2017, Briceño et al. 2022).

HÁBITAT

En la ciudad podemos encontrar diferentes tipos de áreas verdes, como parques urbanos, cementerios, reservas naturales, calles arboladas, terrenos baldíos, líneas de ferrocarriles, jardines en casas, entre otros (Goddard et al. 2010, Breuste et al. 2021). Estos tipos de áreas verdes pueden variar de acuerdo a su tamaño, diversidad de microhábitats, composición específica de la vegetación y cantidad de peatones, los cuales pueden afectar las comunidades de aves. En su mayoría, los estudios en la Región Neotropical se han enfocado en parques urbanos (Leveau et al. 2019), mientras que otros tipos de áreas verdes como los remanentes de bosques, cementerios, baldíos y calles arboladas han sido menos estudiados (Villaseñor y Escobar 2019, Villaseñor et al. 2020, Campos-Silva y Piratelli 2021).

Parques urbanos

Por lo general, los estudios se han enfocado en el estudio de parques urbanos ubicados en paisajes con diferentes intensidades de urbanización, mediante metodologías de muestreo con transectas de ancho fijo, puntos o una mezcla de ambos métodos (Carbó-Ramirez y Zuria 2011, Muñoz-Pedreros et al. 2018). En general la cantidad de unidades de mues-

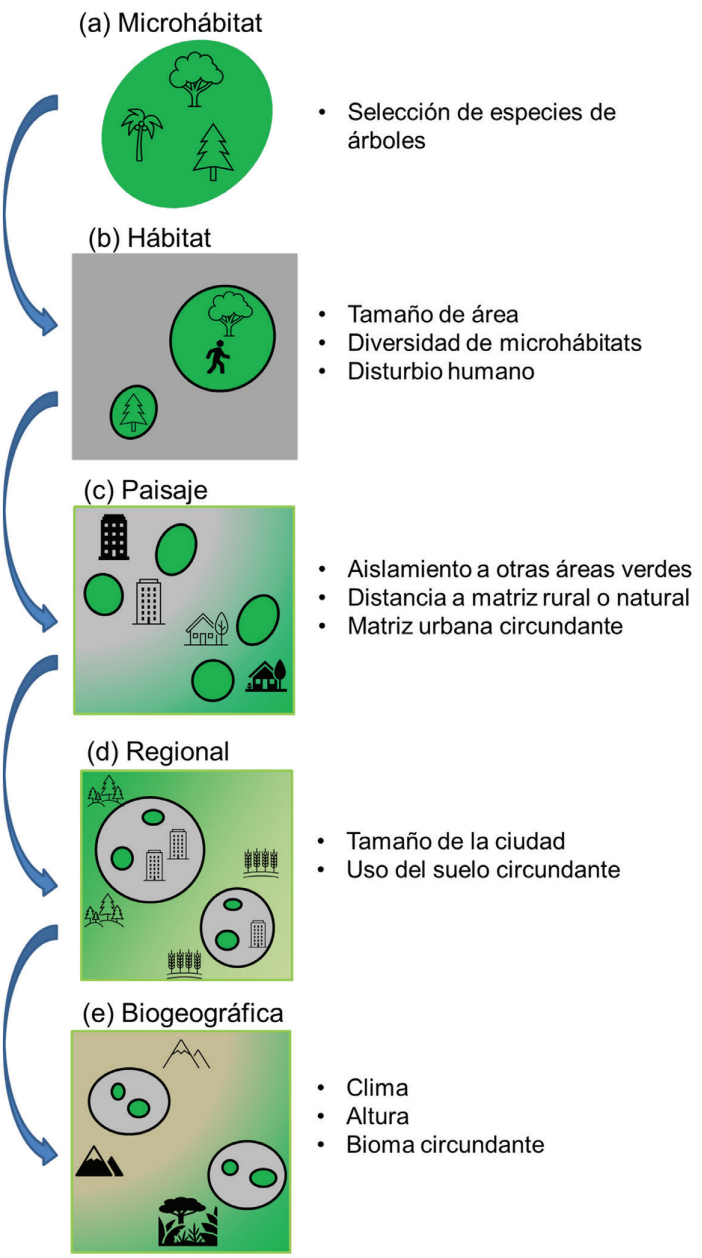


Figura 1. Representación esquemática de diferentes escalas para analizar la relación entre aves y áreas verdes urbanas: (a) microhabitat, representado por diferentes especies de árboles en un área verde, los cuales pueden ser seleccionados o evitados por las aves; (b) hábitat, representada por áreas verdes de diferente tamaño y composición de vegetación rodeadas de una matriz urbana (color gris); (c) paisaje, representada por diferentes áreas verdes rodeadas por matrices urbanas con dominancia de edificios (gris) o dominancia de otras áreas verdes (verde); (d) regional, representada por áreas verdes en ciudades de diferentes características (tamaño, uso de la tierra circundante); y (e) representada por áreas verdes en ciudades localizadas en diferentes biomas.

treo (transectas, puntos) en cada área verde aumenta a medida que el área verde es de mayor tamaño (Leveau et al. 2019).

Se han encontrado relaciones positivas entre el número de especies de aves y cambios en la composición de especies de aves en relación al tamaño del parque (Garitano-Zavala y Gismondi 2003, Carbó-Ramirez y Zuria 2011, Enedino et al. 2018, Cediel y Lozano-Flores 2020, Garizábal-Carmona y Mancera-Rodríguez 2021), la riqueza de árboles (Barbosa de Toledo et al. 2011, Carbó-Ramirez y Zuria 2011, González-Oreja et al. 2012,), la diversidad de vegetación (Estades 1995, Faggi y Perepelizin 2006, Claro

et al. 2020) y la diversidad y cantidad de vegetación nativa (Urquiza y Mella 2002, Muñoz-Pedreros et al. 2018, Amaya-Espinel et al. 2019). Por otra parte, factores como el ruido antrópico (Arévalo et al. 2022) y la cantidad de peatones (Leveau y Leveau 2016) se han relacionado negativamente con la diversidad de aves en parques urbanos.

Calles arboladas

Las calles arboladas han sido investigadas en varias ciudades de Argentina (Leveau y Leveau 2006, Curzel et al. 2021) y en Belo Horizonte, Brasil (de Castro Pena et al. 2017). Por lo general, se han realizado conteos de aves mediante transectas o puntos de observación en calles con diferentes intensidades de disturbio humano y características de vegetación. En general, el ruido antropogénico estuvo negativamente relacionado con la riqueza de aves, aunque la cobertura de césped (Leveau y Leveau 2006) y la riqueza de árboles (de Castro Pena et al. 2017) tuvieron una relación positiva con la riqueza de aves.

PAISAJE

Áreas verdes y matriz urbana

A escala de paisaje, factores más allá de los límites de las áreas verdes estarían influyendo sobre la diversidad y composición de aves. Las áreas verdes en ciudades están rodeadas por una matriz urbana con diferentes grados de inhospitalidad para las aves, dependiendo de la cantidad y distancia hacia otras áreas verdes. Por lo general este tipo de información se obtiene estimando la cobertura de hábitats importantes para las aves en una franja de determinado ancho rodeando a las áreas verdes, o también calculando la distancia mínima a otras áreas verdes. Se ha encontrado que la cobertura de vegetación rodeando las áreas verdes en fajas de diferentes distancias (de Castro Pena et al. 2017, Rico-Silva et al. 2021, Villaseñor y Escobar 2019, Gonçalves et al. 2021, Elizalde y Lambertucci 2022) se relacionó positivamente a la riqueza y presencia de especies de aves. También, la proximidad a otras áreas verdes (Curzel et al. 2021) o al borde de la ciudad (MacGregor-Fors y Ortega-Álvarez 2011, Villaseñor et al. 2021a) se relacionó positivamente con la riqueza de aves en áreas verdes. Sin embargo, la cobertura de edificios rodeando las áreas verdes se ha relacionado negativamente con la riqueza y presencia de especies de aves en las mismas (Faggi y Perepelizin 2006, Carbó-Ramirez y Zuria 2011, Leveau y Leveau 2016, Amaya-Espinel et al. 2019, Villaseñor y Escobar 2019, Elizalde y Lambertucci 2022).

Diferentes tipos de áreas verdes

Diferentes tipos de áreas que poseen distintos ensambles de aves ayudan a aumentar la diversidad de aves del paisaje urbano. Por lo general los estudios han comparado diferentes tipos de áreas verdes de forma pareada en el paisaje urbano. Por ejemplo, Villaseñor et al. (2020) y Zuñiga-Palacios et al. (2020) encontraron que la composición de especies de aves en baldíos fue significativamente diferente a parques urbanos o sitios de control adyacentes. Los terrenos baldíos tuvieron mayor abundancia de especies típicas de ambientes abiertos, las cuales son negativamente afectadas por la urbanización (Leveau 2019).

Separación e integración del verde urbano

Otro aspecto relevante de las áreas verdes en el paisaje es su cantidad y configuración. Aunque actualmente se recomienda un mínimo de 30% de cobertura de área verde en un determinado barrio para la salud del ser humano (IUCN 2020, Konijnendijk 2022), no se conocen estudios que avalen este porcentaje para la conservación de aves. Por otra parte, es relevante analizar cómo la configuración de esas áreas verdes afecta la diversidad de aves. En este sentido, la configuración puede tomar dos formas: separación o integración del verde urbano (debate "land-sparing/land-sharing", Lin y Fuller 2013). Separación del verde urbano significa que las áreas verdes están separadas de los edificios, formando un parche contiguo de vegetación (Figura 2a). Integración indica que las áreas verdes están dispersas entre los edificios de manera más fragmentada (Figura 2b).

Una forma de analizar el efecto de la integración y separación del verde urbano sobre las aves es a través de la selección de unidades de muestreo de varias hectáreas (por ejemplo 25 ha, Ibáñez-Álamo et al. 2020), en la cual se ubican puntos de conteo como subunidades de muestreo. La relación entre estos tipos de modelos urbanos y la diversidad de aves ha sido poco estudiada a escala global, con resultados contrastantes entre estudios (Sushinsky et al. 2013, Ibáñez-Álamo et al. 2020). Mientras que Sushinsky et al. (2013) encontraron una mayor diversidad de aves en separación del verde urbano en Brisbane (Australia), Ibáñez-Álamo et al. (2020) encontraron una

Figura 2. Imágenes de Google Earth representando (a) áreas de separación del verde urbano y (b) áreas de integración del verde urbano en la Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina.

mayor diversidad en integración del verde en varias ciudades europeas.

En Santiago de Chile, Villaseñor y colaboradores (2021b) analizaron la relación entre la agregación de vegetación en paisajes y la diversidad de aves. Sin embargo, no encontraron relación entre la configuración de la vegetación y la diversidad de aves.

¿Pocas áreas grandes o varias pequeñas?

La separación de pequeños parches de verde versus unos pocos parches grandes (debate "Single Large or Several Small", Diamond 1975) también puede ser determinante para la conservación de aves en ciudades. Una forma de comparar ambos diseños es construir curvas de acumulación de especies en relación al área verde acumulada, ordenadas desde el área verde más chica a la grande y desde la más grande a la más chica (Fahrig 2020, Figura 3). Un reciente meta-análisis global en diferentes ambientes mostró que la acumulación de especies es mayor para las áreas verdes pequeñas que las áreas grandes a una misma cobertura de área (Fahrig 2020). Por lo tanto, pequeñas áreas verdes podrían ser más beneficiosas para la diversidad de aves que unas pocas grandes. Sin embargo, la cantidad de estudios realizados en ambientes urbanos es escasa y con resultados contrastantes. Por ejemplo, Kim et al. (2007) encontraron que varios parques pequeños acumularon más especies que unos pocos parques grandes en Seúl (Corea del Sur), mientras que Le Roux et al. (2015) encontraron el patrón inverso en parques urbanos de Canberra (Australia). En la Región Neotropical no se conocen estudios publicados.

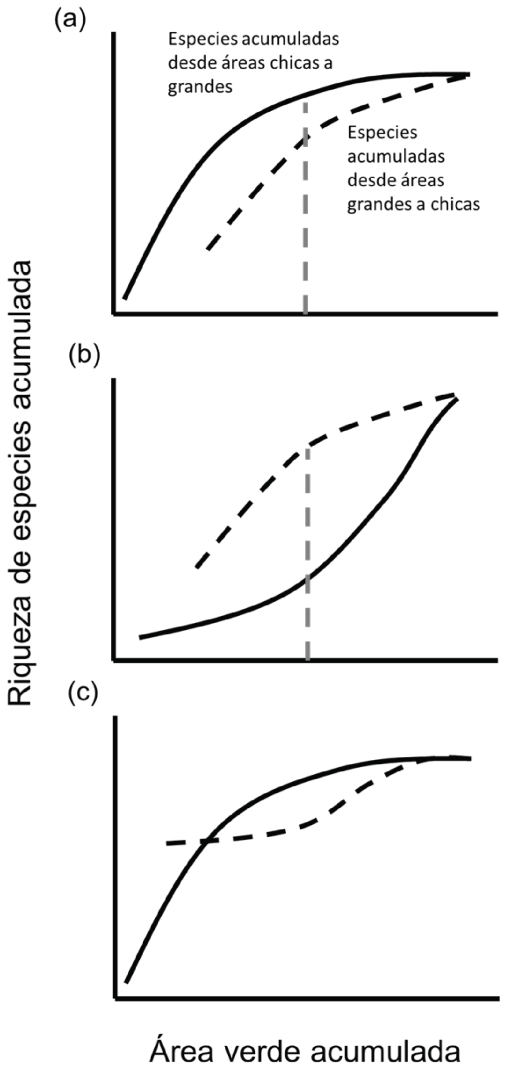


Figura 3. Representación esquemática del análisis de varias áreas pequeñas versus una grande (Quinn y Harrison, 1988) y la diversidad de especies de aves. Por un lado, se acumulan las especies y la cantidad de área verde muestreada desde las áreas pequeñas a las grandes (línea negra continua). Por el otro lado se acumulan las especies y área verde desde las áreas grandes a las pequeñas (línea negra discontinua). Luego se compara la cantidad de especies a una misma área verde acumulada (línea vertical gris discontinua). En (a), varias áreas pequeñas acumulan más especies que una pocas grandes, en (b) unas pocas áreas grandes acumulan más especies que varias pequeñas, mientras que en (c) la acumulación de especies sería similar entre configuraciones de verde debido a que ambas líneas de acumulación se cruzan. Adaptado de Fahrig (2020).

ESCALA REGIONAL

A escala regional se consideran aquellas ciudades localizadas en una región, caracterizada por poseer áreas relativamente homogéneas de tipo de vegetación, suelo, uso de la tierra y geología (Omernik 1987, O'Neill et al. 1996). Analizar el rol de las áreas verdes sobre las aves en diferentes ciudades de una misma región nos permitiría tener en cuenta factores relacionados al tamaño de la ciudad, su cercanía a la costa o el uso de la tierra rodeando a las ciudades (Luck et al. 2013). El tamaño de la ciudad a su vez se relaciona con otros factores como la contaminación y el aislamiento de las comunidades de aves a las áreas rurales o naturales. Por ejemplo, a mayor tamaño de la ciudad las áreas verdes pueden estar más alejadas de las áreas rurales y tener más tránsito de vehículos, lo que podría afectar significativamente la riqueza y composición de aves (Jokimäki y Kaisanlahti-Jokimäki 2003, Leveau 2021). Por otra parte, Hedblom y Söderström (2010) encontraron que la relación entre la cobertura de bosque y la abundancia de varias especies de aves de bosques varió de acuerdo con el uso de la tierra circundante a cada ciudad en Suecia. Ciertas especies, como el Pico Picapinos (*Dendrocopos major*) o el Trepador Azul (*Sitta europaea*), se relacionaron positivamente con el área de bosque urbano en ciudades rodeadas por paisajes agrícolas, mientras que esta relación se perdió en ciudades rodeadas por paisajes boscosos. Los autores plantearon que, en usos de la tierra boscosos, los bosques periurbanos actuaron como fuente de individuos para los bosques dentro de la ciudad, eliminando la relación entre cobertura de bosque y abundancia de especies.

Estos estudios muestran la importancia de considerar factores a escala regional para entender las comunidades de aves en áreas verdes urbanas. Sin embargo, el rol del tamaño de la ciudad o el uso de la tierra circundante a las ciudades sobre las comunidades de aves en áreas verdes ha sido escasamente estudiado en la Región Neotropical. Leveau y Leveau (2006), analizaron las comunidades de aves en calles arboladas de tres ciudades en el sur de la región Pampeana (Argentina), encontrando una menor riqueza de especies en la ciudad más grande. Vaccaro et al. (2022) encontraron que la diversidad de aves en centros urbanos fue mayor para ciudades rodeadas por paisajes de bosques que en paisajes agrícolas del bioma de Selva Paranaense. En relación con la composición de especies, Garaffa et al. (2009) encontraron que la disimilitud de la composición de especies entre el centro urbano y las áreas rurales aumentó con el tamaño de la ciudad. De forma similar, MacGregor-Fors et al. (2011) encontraron diferencias en la composición de aves entre ciudades grandes (> 10 km^2) y pequeñas (< 4 km^2). Por lo tanto, los estudios realizados en la región sugieren que el tama-

ño de la ciudad y la matriz circundante a las ciudades afectan las comunidades de aves en sus áreas verdes.

ESCALA BIOGEOGRÁFICA

A escala biogeográfica se consideran las áreas verdes en ciudades localizadas en diferentes biomas o a lo largo de gradientes climáticos o de vegetación. Se sabe que la riqueza de aves aumenta hacia los trópicos y, en general, disminuye con la altura en respuesta a la disponibilidad de recursos, heterogeneidad del hábitat y limitantes fisiológicas de las especies (Wiens 1989b, Rosenzweig 1995). Por lo tanto, a escala biogeográfica el conjunto regional de especies que rodean las áreas verdes urbanas cambia, posiblemente influenciando a las comunidades de aves en las mismas. En este sentido, Morelli et al. (2018) encontraron que la riqueza de aves en cementerios de ciudades europeas disminuye al aumentar la altitud. Por otro lado, Liu et al. (2019) encontraron que la temperatura, precipitación y heterogeneidad topográfica (rango de alturas) se relacionaron positivamente con la riqueza de aves en parques urbanos de ciudades chinas. Estos resultados sugieren que las comunidades de aves en áreas verdes urbanas reflejan ciertas características del conjunto regional de especies (Suhonen y Jokimäki 1988).

En la Región Neotropical se han encontrado resultados similares. MacGregor-Fors et al. (2021) encontraron que la riqueza de aves en parques urbanos de ciudades mexicanas varió de acuerdo con la región biogeográfica en la cual se encontraron. Por otra parte, Leveau (2022) encontró que la riqueza de aves rapaces en áreas verdes de Latinoamérica aumentó hacia los trópicos y disminuyó a mayor altitud. Estos resultados sugieren que las comunidades de aves en áreas verdes están influenciadas por el contexto biogeográfico en el cual se encuentran.

CONCLUSIONES

El repaso realizado de los estudios publicados sobre las diferentes escalas de trabajo reveló deficiencias en el conocimiento de la selección de microhábitats por parte de las aves y de los patrones de diversidad de aves a escalas biogeográficas. Por ejemplo, de todas las especies de árboles que se pueden utilizar en las áreas verdes, se conoce muy poco cuáles son las preferidas por las aves o cuáles son evitadas.

Por otra parte, aunque se conocen qué factores a escala de hábitat y paisaje se relacionan con las comunidades de aves en áreas verdes, este tipo de estudio se centró principalmente en parques urbanos. Otros tipos de áreas verdes como los terrenos baldíos, cementerios o terrazas verdes han sido menos estudiados.

El análisis de la configuración del verde urbano, por ejemplo a modo de integración versus separación del verde, es fundamental para guiar propuestas de paisajismo amigables a las aves. El hecho de que estudios en diferentes partes del mundo hayan arrojado resultados contrastantes resalta la importancia de analizar la configuración del verde urbano en diferentes contextos biogeográficos.

AGRADECIMIENTOS

El trabajo fue sustancialmente mejorado gracias al aporte de dos revisores anónimes y Ernesto Ruelas Inzunza. Le autore agradece la financiación de la Agencia Nacional de Promoción de la Investigación, el Desarrollo Tecnológico y la Innovación PICT-2018-03871.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

Amaya-Espinel JD, Hostetler M, Henriquez C y Bonacic C (2019) The influence of building density on Neotropical bird communities found in small urban parks. *Landscape and Urban Planning* 190: 103578.

Arévalo C, Amaya-Espinel JD, Henríquez C, Ibarra JT y Bonacic C (2022) Urban noise and surrounding city morphology influence green space occupancy by native birds in a Mediterranean-type South American metropolis. *Scientific Reports* 12: 1-11.

Aronson MF, Lepczyk CA, Evans KL, Goddard MA, Lerman SB, MacIvor JS, Nilon C y Vargo T (2017) Biodiversity in the city: key challenges for urban green space management. *Frontiers in Ecology and the Environment* 15: 189-196.

Barbosa de Toledo MCB, Donatelli RJ y Batista GT (2012) Relation between green spaces and bird community structure in an urban area in Southeast Brazil. *Urban Ecosystems* 15: 111-131.

Beninde J, Veith M y Hochkirch A (2015) Biodiversity in cities needs space: a meta-analysis of factors determining intra-urban biodiversity variation. *Ecology Letters* 18: 581-592.

BREUSTE J, PAULEIT S, HAASE D Y SAUERWEIN M (2021). *Urban Ecosystems*. Springer-Verlag, Berlin.

BRICEÑO C, LARRAECHEA M Y ALVARADO S (2022) Monk Parakeet's (*Myiopsitta monachus*) Ecological Parameters after Five Decades of Invasion in Santiago Metropolis, Chile. *Birds* 3: 341–358

CAMPOS-SILVA LA Y PIRATELLI AJ (2021) Vegetation structure drives taxonomic diversity and functional traits of birds in urban private native forest fragments. *Urban Ecosystems* 24: 375-390

CARBÓ-RAMÍREZ P Y ZURIA I (2011) The value of small urban greenspaces for birds in a Mexican city. *Landscape and Urban Planning* 100: 213-222

CEDIEL F Y LOZANO-FLOREZ AJ (2020) Aves urbanas en zonas verdes del área metropolitana de Bucaramanga, Santander, Colombia. *Ornitología Colombiana* 18: 1-20.

CLARO HWP, ROSSI RF Y LOPES WH (2020) Bird communities in urban habitat: the importance of vegetation in city squares. *Revista Sapiência* 9: 201-217

CUETO VR (2006) Escalas en ecología: su importancia para el estudio de la selección de hábitat en aves. *El Hornero* 21: 1-13

CURZEL FE, BELLOCQ MI Y LEVEAU LM (2021) Local and landscape features of wooded streets influenced bird taxonomic and functional diversity. *Urban Forestry & Urban Greening* 66: 127369

DE CASTRO PENA JC, MARTELLO F, RIBEIRO MC, ARMITAGE RA, YOUNG RJ Y RODRIGUES M (2017) Street trees reduce the negative effects of urbanization on birds. *PloS one* 12: e0174484

DEL HOYO J (2020) *All the birds of the World.* Lynx edicions, Barcelona.

DIAMOND JM (1975) The island dilemma: lessons of modern biogeographic studies for the design of natural reserves. *Biological Conservation* 7: 129-146

ENEDINO TR, LOURES-RIBEIRO A Y SANTOS BA (2018) Protecting biodiversity in urbanizing regions: The role of urban reserves for the conservation of Brazilian Atlantic Forest birds. *Perspectives in Ecology and Conservation* 16: 17-23

ELIZALDE L Y LAMBERTUCCI SA (2022) Private gardens in a town immersed in a National Park: Potential for conservation and highly valued under COVID lockdown. *Landscape and Urban Planning* 226: 104481

ESTADES CF (1995) Aves y vegetación urbana, el caso de las plazas. *Boletín Chileno de Ornitología* 2: 7-13

FAGGI A Y PEREPELIZIN P (2006) Riqueza de aves a lo largo de un gradiente de urbanización en la ciudad de Buenos Aires. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales nueva serie* 8: 289-297

FAHRIG L (2020) Why do several small patches hold more species than few large patches? *Global Ecology and Biogeography* 29: 615-628

FERNÁNDEZ-MALDONADO VN, GORLA DE Y BORGHI CE (2017) Landscape features influencing nesting-site selection of *Columba livia* and *Patagioenas maculosa* in a south American Desert city. *El Hornero* 32: 257-268.

GARAFFA PI, FILLOY J Y BELLOCQ MI (2009) Bird community responses along urban–rural gradients: does the size of the urbanized area matter? *Landscape and Urban Planning* 90: 33-41

GARITANO ZAVALA Á Y GISMONDI P (2003) Variación de la riqueza y diversidad de la ornitofauna en áreas verdes urbanas de las ciudades de La Paz y El Alto (Bolivia). *Ecología en Bolivia* 38: 65-78

GARIZÁBAL-CARMONA JA Y MANCERA-RODRÍGUEZ NJ (2021) Bird species richness across a Northern Andean city: effects of size, shape, land cover, and vegetation of urban green spaces. *Urban Forestry & Urban Greening* 64: 127243

GILBERT O (1989) *The Ecology of Urban Habitats*. Chapman and Hall, Londres.

GIRINI JM, PALACIO FX, DEL HUERTO MDC Y KUZMANICH N (2014) Selección de dormideros por el estornino pinto (*Sturnus vulgaris*) en La Plata, Buenos Aires, Argentina. *El Hornero* 29: 23-28

GODDARD MA, DOUGILL AJ Y BENTON TG (2010) Scaling up from gardens: biodiversity conservation in urban environments. *Trends in Ecology & Evolution* 25: 90-98

GÓMEZ-AÍZA L Y ZURIA I (2010) Aves visitantes a las flores del maguey (*Agave salmiana*) en una zona urbana del centro de México. *Ornitología Neotropical* 21: 17-30

GONÇALVES SF, DE PAULA LOURENCO AC, DE SOUSA BUENO FILHO JS Y DE TOLEDO MCB (2021) Characteristics of residential backyards that contribute to conservation and diversity of urban birds: a case study in a Southeastern Brazilian city. *Urban Forestry & Urban Greening* 61: 127095

GONZÁLEZ-OREJA JA, BARILLAS-GÓMEZ AL, BONACHE-REGIDOR C, BUZO-FRANCO D, GARCÍA-GUZMÁN J Y HERNÁNDEZ-SANTÍN L (2012) Does habitat heterogeneity affect bird community structure in urban parks. *Urban bird ecology and conservation* (Studies in Avian Biology No. 45), 1-16

HAQ SMA (2011) Urban green spaces and an integrative approach to sustainable environment. *Journal of Environmental Protection* 2: 601-608HEDBLOM M Y SÖDERSTRÖM B (2010) Landscape effects on birds in urban woodlands: an analysis of 34 Swedish cities. *Journal of Biogeography* 37: 1302-1316

Hostetler M (1999) Scale, birds, and human decisions: a potential for integrative research in urban ecosystems. *Landscape and Urban Planning* 45: 15-19

Ibáñez-Álamo JD, Morelli F, Benedetti Y, Rubio E, Jokimäki J, Pérez-Contreras T, Sprau P, Suhonen J, Tryjanowski P, Kaisanlahti-Jokimäki MJ, Møller APy Díaz M (2020) Biodiversity within the city: effects of land sharing and land sparing urban development on avian diversity. *Science of the Total Environment* 707: 135477

IUCN, 2020. (2020) Promoting health and wellbeing through urban forests – Introducing the 3-30-300 rule. https://iucnurbanalliance.org/promoting-health-and-wellbeing-through-urban-forests-introducing-the-3-30-300-rule/ (accedido el 22 de Julio de 2022)

Jokimäki J y Kaisanlahti-Jokimäki ML (2003) Spatial similarity of urban bird communities: a multiscale approach. *Journal of Biogeography* 30: 1183-1193

Jones J (2001) Habitat selection studies in avian ecology: a critical review. *The Auk* 118: 557-562

Kim J, Chae J y Koo TH (2007) Variation in bird diversity in relation to habitat size in the urban landscape of Seoul, South Korea. *Acta Ornithologica* 42: 39-44

Konijnendijk CC (2022) Evidence-based guidelines for greener, healthier, more resilient neighbourhoods: introducing the 3–30–300 rule. *Journal of Forestry Research*, 1-10

Le Roux DS, Ikin K, Lindenmayer DB, Manning AD y Gibbons P (2015) Single large or several small? Applying biogeographic principles to tree-level conservation and biodiversity offsets. *Biological Conservation* 191: 558-566

Lepczyk CA, Aronson MF, Evans KL, Goddard MA, Lerman SB y MacIvor JS (2017) Biodiversity in the city: fundamental questions for understanding the ecology of urban green spaces for biodiversity conservation. *BioScience* 67: 799-807

Leveau CM y Leveau LM (2006) Ensambles de aves en calles arboladas de tres ciudades costeras del sudeste de la provincia de Buenos Aires, Argentina. *El Hornero* 21: 25-30

Leveau LM (2019) Primary productivity and habitat diversity predict bird species richness and composition along urban-rural gradients of central Argentina. *Urban Forestry & Urban Greening* 43: 126349

Leveau LM (2021) *Urban Forestry & Urban Greening* 57: 126953

Leveau LM (2022) Large-scale variations of raptor communities in urban green spaces of neotropical cities. *Perspectives in Ecology and Conservation*. 4: 352-359

Leveau LM y Leveau CM (2016) Does urbanization affect the seasonal dynamics of bird communities in urban parks? *Urban Ecosystems* 19: 631-647

Leveau LM, Ruggiero A, Matthews TJ y Bellocq MI (2019) A global consistent positive effect of urban green area size on bird richness. *Avian Research* 10: 30

Lin BB y Fuller RA (2013) Sharing or sparing? How should we grow the world's cities? *Journal of Applied Ecology* 50: 1161-1168

Liu J, Bai H, Ma H y Feng G (2019) Bird diversity in Chinese urban parks was more associated with natural factors than anthropogenic factors. *Urban Forestry & Urban Greening* 43: 126358

Luck GW, Smallbone LT y Sheffield KJ (2013) Environmental and socio-economic factors related to urban bird communities. *Austral Ecology* 38: 111-120

MacGregor-Fors I, Morales-Pérez L y Schondube JE (2011) Does size really matter? Species–area relationships in human settlements. *Diversity and Distributions* 17: 112-121

MacGregor-Fors I y Ortega-Álvarez R (2011) Fading from the forest: bird community shifts related to urban park site-specific and landscape traits. *Urban Forestry & Urban Greening* 10: 239-246

MacGregor-Fors I, Escobar-Ibáñez JF, Schondube JE, Zuria I, Ortega-Álvarez R, Sosa-López JR, Ruvalcaba-Ortega I, Almazán-Núñez RC, Arellano-Delgado M, Arriaga-Weiss SL, Calvo A, Chapa-Vargas L, Silvestre Lara PX, García-Chávez JH, Hinojosa O, Koller-González JM, Lara C, López de Aquino S, López-Santillán D, Maya-Elizarrarás E, Medina JP, Moreno Navarro JJ, Murillo García LE, Orozco L, Pineda-López R, Rodríguez-Ruíz ER, Tinajero Hernández JR, Torres Abán LB y Vega-Rivera JH (2021) The urban contrast: A nationwide assessment of avian diversity in Mexican cities. *Science of the Total Environment* 753: 141915

Mendonça LB y Anjos LD (2005) Beija-flores (Aves, Trochilidae) e seus recursos florais em uma área urbana do Sul do Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 22: 51-59

Morelli F, Mikula P, Benedetti Y, Bussière R y Tryjanowski P (2018) Cemeteries support avian diversity likewise urban parks in European cities: assessing taxonomic, evolutionary and functional diversity. *Urban Forestry & Urban Greening* 36: 90-99

Muñoz-Pedreros A, González-Urrutia M, Encina-Montoya F y Norambuena HV (2018) Effects of vegetation strata and human disturbance on bird diversity in green areas in a city in southern Chile. *Avian Research* 9: 1-15

Murgui E (2007) Factors influencing the bird community of urban wooded streets along an annual cycle. *Ornis Fennica* 84: 66-77

O'Neill RV, Hunsaker CT, Timmins SP, Jackson BL, Jones KB, Riitters KH y Wickham JD (1996) Scale problems

in reporting landscape pattern at the regional scale. *Landscape Ecology* 11: 169-180

OMERNIK JM (1987) Ecoregions of the conterminous United States. *Annals of the Association of American Geographers* 77: 118-125

PLUMMER KE, GILLINGS S Y SIRIWARDENA GM (2020) Evaluating the potential for bird-habitat models to support biodiversity-friendly urban planning. *Journal of Applied Ecology* 57: 1902-1914

PROTTI-SÁNCHEZ F Y SANDOVAL L (2019) Changes in nesting sites abundance and their use by woodpeckers along an urban gradient: a ten-year comparison. *Revista de Biología Tropical* 67: 274-281

QUINN JF Y HARRISON SP (1988) Effects of habitat fragmentation and isolation on species richness: evidence from biogeographic patterns. *Oecologia* 75: 132-140

RICO-SILVA JF, CRUZ-TRUJILLO EJ Y COLORADO ZGJ (2021) Influence of environmental factors on bird diversity in greenspaces in an Amazonian city. *Urban Ecosystems* 24: 365-374

ROMERO IP, CODESIDO M Y BILENCA DN (2015) Nest building by Monk Parakeets *Myiopsitta monachus* in urban parks in Buenos Aires, Argentina: are tree species used randomly? *Ardeola* 62: 323-333

ROSENZWEIG ML (1995) Species diversity in space and time. *Cambridge University Press*, Cambridge.

SAVARD JPL, CLERGEAU P Y MENNECHEZ G (2000) Biodiversity concepts and urban ecosystems. *Landscape and Urban Planning* 48: 131-142

SAZIMA I Y SAZIMA M (2022) A handful of beauty and services: flower-visiting birds at two small urbanised sites in south-eastern Brazil and Australia. *Flora*, 152151

SUHONEN J Y JOKIMÄKI J (1988) A biogeographical comparison of the breeding bird species assemblages in twenty Finnish urban parks. *Ornis Fennica* 65: 76-83

SUSHINSKY JR, RHODES JR, POSSINGHAM HP, GILL TK Y FULLER RA (2013) How should we grow cities to minimize their biodiversity impacts? *Global Change Biology* 19: 401-410

TAYLOR L Y HOCHULI DF (2017) Defining greenspace: multiple uses across multiple disciplines. *Landscape and Urban Planning* 158: 25-38

THRELFALL CG, WILLIAMS NS, HAHS AK Y LIVESLEY SJ (2016) Approaches to urban vegetation management and the impacts on urban bird and bat assemblages. *Landscape and Urban Planning* 153: 28-39

URQUIZA A Y MELLA JE (2002) Riqueza y diversidad de aves en parques de Santiago durante el período estival. *Boletín Chileno de Ornitología* 9: 12-21

VACCARO AS, FILLOY J Y BELLOCQ MI (2022) Bird taxonomic and functional diversity in urban settlements within a forest biome vary with the landscape matrix. *Perspectives in Ecology and Conservation* 20: 9-17

VILLASEÑOR NR, CHIANG LA, HERNÁNDEZ HJ Y ESCOBAR MA (2020) Vacant lands as refuges for native birds: an opportunity for biodiversity conservation in cities. *Urban Forestry & Urban Greening* 49: 126632

VILLASEÑOR NR Y ESCOBAR MA (2019) Cemeteries and biodiversity conservation in cities: how do landscape and patch-level attributes influence bird diversity in urban park cemeteries? *Urban Ecosystems* 22: 1037-1046

VILLASEÑOR NR, TRUFFELLO R Y REYES-PAECKE S (2021a) Greening at multiple scales promote biodiverse cities: a multi-scale assessment of drivers of Neotropical birds. *Urban Forestry & Urban Greening* 66: 127394

VILLASEÑOR NR, ESCOBAR MA Y HERNÁNDEZ HJ (2021b) Can aggregated patterns of urban woody vegetation cover promote greater species diversity, richness and abundance of native birds? *Urban Forestry & Urban Greening* 61: 127102

VOLPE NL Y ARAMBURÚ RM (2011) Preferencias de nidificación de la Cotorra Argentina (*Myiopsitta monachus*) en un área urbana de Argentina. *Ornitología Neotropical* 22: 111-119

WIENS JA (1989a) Spatial scaling in ecology. *Functional Ecology* 3: 385-397

WIENS JA (1989b) *The ecology of bird communities* (Vol. 1). Cambridge University Press, Cambridge

WOOD EM Y ESAIAN S (2020) The importance of street trees to urban avifauna. Ecological Applications 30: e02149

YOUNG KM, DANIELS CB Y JOHNSTON G (2007) Species of street tree is important for southern hemisphere bird trophic guilds. *Austral Ecology* 32: 541-550

ZUÑIGA-PALACIOS J, ZURIA I, MORENO CE, ALMAZÁN-NÚÑEZ RC Y GONZÁLEZ-LEDESMA M (2020). Can small vacant lots become important reservoirs for birds in urban areas? A case study for a Latin American city. *Urban Forestry & Urban Greening* 47: 126551

Punto de vista

PROMOVIENDO CIUDADES AMIGABLES CON LAS AVES: APRENDIZAJES TRAS CINCO AÑOS DE ESTUDIOS EMPÍRICOS EN SANTIAGO DE CHILE

Nélida R. Villaseñor[1,2*] y Martín A. H. Escobar[1]

[1]Grupo de Ecología, Naturaleza y Sociedad, Departamento de Gestión Forestal y su Medio Ambiente, Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza, Universidad de Chile, Santiago, 8820808, Chile
[2]Departamento de Ciencias Químicas y Biológicas, Universidad Bernardo O'Higgins, Av. Viel 1497, Santiago, Chile
* villasenor@uchile.cl

Resumen.- La urbanización genera un fuerte impacto ambiental con la consecuente degradación, pérdida y fragmentación del hábitat de múltiples especies. Debido a que en Latinoamérica la urbanización comúnmente ocurre en sitios de alto valor para la biodiversidad, es necesario desarrollar estrategias para conservar comunidades biológicas en paisajes urbanos. En el presente trabajo, sintetizamos los principales aprendizajes alcanzados en cinco años de estudios empíricos en la ciudad de Santiago, capital de Chile, señalando las principales enseñanzas para promover una ciudad más amigable con la avifauna nativa. Nuestras investigaciones muestran que: (1) la cobertura vegetal promueve una mayor riqueza y abundancia de aves nativas y sus beneficios se evidencian tanto a escala local como a escala de paisaje; (2) el arbolado urbano es un componente clave para mantener aves nativas en la ciudad al presentar efectos positivos sobre aves de diferentes gremios tróficos y limitar la abundancia de las aves exóticas *Passer domesticus* y *Columba livia*; (3) los parques urbanos soportan más aves nativas que las áreas edificadas y sus beneficios se extenderían hacia áreas vecinas; (4) el espacio verde informal (terrenos baldíos, eriazos o abandonos) mantiene una gran variedad de aves nativas incluyendo especies que no son comunes en la urbe; y (5) es importante preservar la vegetación natural alrededor de Santiago, ya que alberga especies de aves endémicas de Chile sensibles al cambio de uso del suelo. Esperamos que esta síntesis facilite la implementación de nuestras recomendaciones y, en un futuro cercano, las ciudades en Latinoamérica sean más amigables con la naturaleza.

Palabras clave: *árboles, arbustos, aves Neotropicales, conservación biológica, ecología urbana, endemismo, espacio verde, vegetación natural*

Abstract.- ACHIEVING BIRD-FRIENDLY CITIES: LESSONS FROM FIVE YEARS OF EMPIRICAL STUDIES IN SANTIAGO DE CHILE. Urbanization causes a strong environmental impact involving habitat degradation, loss and fragmentation for multiple species. Because in Latin America urbanization commonly occurs in sites of high value for biodiversity, it is necessary to develop strategies to conserve biological communities in urban landscapes. In this paper, we summarize the main lessons learned in five years of empirical studies in the city of Santiago, capital of Chile, highlighting the main lessons to promote a city more sensitive with native birds. Our research shows that: (1) vegetation cover promotes greater species richness and abundance of native birds, and its benefits are evident at both local and landscape scales; (2) the urban forest is a key component to maintain native birds in the city which has positive effects on birds from different trophic guilds and limit the abundance of exotic birds *Passer domesticus* and *Columba livia*; (3) urban parks support more native birds than built-up areas and their benefits would spill over into neighboring areas; (4) the informal green space (vacant lots, uncultivated or abandoned land) maintains a great variety of native birds, including species that are not common in the city; and (5) it is important to preserve the natural vegetation around Santiago, since it is home to bird species endemic to Chile that are sensitive to land use change. We hope this synthesis will facilitate the implementation of our recommendations and, in the near future, we achieve more nature-friendly cities in Latin America.

Keywords: *biological conservation, endemic species, green space, natural vegetation, Neotropical birds, shrubs, trees, urban ecology*

Recibido: 17 de junio de 2022; Aceptado: 20 de diciembre de 2022

El cambio de uso del suelo es el principal generador de cambio en la naturaleza y ha causado la mayor pérdida de biodiversidad terrestre en la era industrial (IPBES 2019). Cuando un terreno se urbaniza se remueve la vegetación y el suelo se cubre con superficies impermeables, generando un ambiente dominado por áreas residenciales, comerciales e industriales conectadas por una red de caminos pavimentados. Este cambio en la cobertura del suelo genera un fuerte impacto ambiental con la consecuente degradación, pérdida y fragmentación del hábitat de múltiples especies de animales nativos, además de

promover el establecimiento de especies exóticas (McKinney 2006).

A pesar de su fuerte impacto ambiental, los ecosistemas urbanos ofrecen oportunidades para promover acciones de conservación y representan lugares donde un gran número de personas pueden recibir los beneficios de la naturaleza en la ciudad. Las ciudades pueden albergar una gran variedad de plantas y animales, incluyendo especies nativas (Aronson et al. 2014, Ikin et al. 2015). La biodiversidad en ambientes urbanos provee múltiples bienes y servicios a las personas, denominados servicios ecosistémicos urbanos (TEEB 2011). Entre ellos, encontramos la provisión de alimentos, polinización, dispersión de semillas, regulación de la calidad del aire, fertilidad del suelo, control de plagas, recreación, identidad cultural, bienestar espiritual, entre otros (TEEB 2011, Muñoz-Pacheco y Villaseñor 2022a). Debido a que cada día más personas viven en ciudades y se proyecta que al año 2050 el 68% de la población humana vivirá en áreas urbanas, ciudades más amigables con la naturaleza permitirán que la mayor parte de la población pueda recibir los beneficios que brinda la biodiversidad en su vida cotidiana (Sanderson y Huron 2011, Soga y Gaston 2022).

Promover ciudades sensibles con la biodiversidad es particularmente importante en Latinoamérica. En esta región converge una población principalmente urbana (el 80% de la población vive en áreas urbanas) y una gran diversidad biológica (Escobar-Ibáñez y MacGregor-Fors 2017). Sin embargo, es una de las regiones con menor número de estudios sobre fauna en ambientes urbanos (Magle et al. 2012, Aronson et al. 2014), lo que limita nuestro entendimiento sobre los impactos y las estrategias que contribuirían a conservar la biodiversidad local ante la urbanización. Si bien los estudios en fauna en ecosistemas urbanos de Latinoamérica han aumentado notablemente en la última década, sólo cuatro países contribuyen con el 90% de las investigaciones sobre aves: Brasil, México, Argentina y Colombia (Escobar-Ibáñez y MacGregor-Fors 2017).

En el presente trabajo, sintetizamos nuestros aprendizajes tras cinco años de estudios empíricos en la ciudad de Santiago, capital de Chile, donde destacamos los principales resultados para promover una ciudad más amigable con la avifauna nativa. Estos estudios han involucrado un gran esfuerzo de muestreo, incorporando puntos de muestreo en toda la ciudad (e.g. 445 puntos en Benito et al. (2019), 449 puntos en Villaseñor et al. (2021a), 120 puntos en Villaseñor y Escobar (2022)). Nuestras investigaciones han comprendido el ambiente construido, las áreas verdes formales como parques y plazas, y también espacios verdes escasamente estudiados en la literatura, como cementerios parques (Villaseñor y Escobar 2019) y sitios baldíos (Villaseñor et al. 2020, 2021b). Finalmente, nuestras evaluaciones en áreas naturales alrededor de la ciudad nos han permitido identificar especies de aves más sensibles a la urbanización (Mejías 2021). Esperamos que esta síntesis contribuya a la difusión de resultados relevantes para la toma de decisiones, y que permitan construir ciudades biodiversas y más amigables con las aves nativas.

Aprendizaje 1: La cobertura vegetal promueve una mayor riqueza y abundancia de aves nativas, y sus beneficios se evidencian tanto a escala local como a escala de paisaje

En Santiago, los beneficios de la vegetación presente en la ciudad se evidencian a diferentes escalas espaciales. A escala local la cobertura de plantas herbáceas (Villaseñor et al. 2021b) y la cobertura de árboles y arbustos (Villaseñor et al. 2021a) promueven una mayor riqueza y abundancia de aves nativas. A escala de paisaje, la cobertura vegetal en el entorno también presenta un efecto positivo sobre las aves. Por ejemplo, una mayor riqueza de especies y abundancia de aves nativas se asocia a áreas urbanas rodeadas por mayor densidad de la vegetación (Villaseñor et al. 2021a).

Los beneficios de la cobertura vegetal a escala de paisaje no sólo se evidencian en las comunidades de aves presentes en el área construida, sino también sobre aquellas que habitan en grandes espacios verdes. Por ejemplo, en cementerios parques (i.e. cementerios manejados para simular parques tradicionales dominados por césped y un número variable de árboles y arbustos) la riqueza de especies de aves nativas aumenta con la cobertura vegetal en el entorno (Villaseñor y Escobar 2019).

Los efectos positivos de la vegetación a diferentes escalas espaciales sugieren que acciones y políticas que aumenten las plantas en la ciudad (por ejemplo, a nivel de hogar, edificio, barrio, municipio y ciudad), contribuirán a la conservación de aves. Debido a que las plantas mejoran la calidad del hábitat para las aves en ambientes urbanos e incrementan la conectividad del paisaje, aumentar la cobertura vegetal es frecuentemente sugerido para la conservación de aves en ciudades de Latinoamérica (revisado por Piratelli et al. 2017, Amaya-Espinel y Hostetler 2019, MacGregor-Fors et al.

2020, Muñoz-Pacheco y Villaseñor 2022b). De hecho, múltiples estudios muestran el importante rol de la cobertura vegetal para que las ciudades alberguen una mayor riqueza y diversidad de especies de aves (e.g. MacGregor-Fors y Schondube 2011, Leveau 2013, Amaya-Espinel et al. 2019, Garizabal-Carmona y Mancera-Rodriguez 2021).

Aprendizaje 2: El arbolado urbano es un componente clave para mantener aves nativas en la ciudad, que presenta efectos positivos sobre aves de diferentes gremios tróficos y limita la abundancia de aves exóticas como *Passer domesticus* y *Columba livia*

Múltiples variables del hábitat pueden influir sobre las aves, entre ellas la cobertura de plantas herbáceas, arbustos, árboles, superficies impermeables y edificaciones (Estades 1995, Amaya-Espinel et al. 2019, Muñoz-Pacheco y Villaseñor 2022b). Sin embargo, los árboles y arbustos en la ciudad pueden ser elementos clave para mejorar la calidad del hábitat para las aves porque proveen recursos muy variados. Por ejemplo, proveen alimento (e.g. frutos, néctar, semillas, hojas), atraen a otros organismos que pueden ser presas (e.g. insectos, arácnidos, aves), brindan protección y sitios de descanso, refugio y nidificación para diferentes especies de aves.

Al evaluar la influencia de múltiples variables del hábitat sobre la abundancia de las especies de aves en Santiago, la cobertura de la vegetación leñosa (árboles y arbustos) surge como la cobertura más relevante ya que mejora la calidad del hábitat para las aves nativas y controla la abundancia de diferentes aves exóticas (Benito et al. 2019). La abundancia de aves nativas como la tórtola (*Zenaida auriculata*), el fío-fío (*Elaenia albiceps*), chercán (*Troglodytes aedon*), chincol (*Zonotrichia capensis*) y zorzal (*Turdus falcklandii*) aumenta con la cobertura de vegetación leñosa (árboles y arbustos; Fig. 1A). Si bien la cobertura arbustiva es muy escasa en la ciudad (<5% de cobertura promedio en los sitios evaluados) esta exhibe un efecto positivo sobre especies nativas como el zorzal (*T. falcklandii*), chincol (*Z. capensis*), fío-fío (*E. albiceps*) y picaflor chico (*Sephanoides sephaniodes*) (Benito et al. 2019, Villaseñor y Escobar 2022). Al contrario de las aves nativas, la abundancia de especies de aves exóticas como la paloma (*C. livia*) y el gorrión (*P. domesticus*) disminuye con el aumento de la vegetación leñosa (Fig. 1B). Por lo tanto, los árboles y arbustos en la ciudad contribuirían a controlar la abundancia de especies exóticas ampliamente distribuidas, disminuyendo su dominancia en el ambiente construido (Foncea 2020, Benito et al. 2019).

En las áreas urbanas, el efecto positivo de la vegetación leñosa sobre las poblaciones de aves nativas también se evidencia a nivel comunitario. La diversidad de especies, riqueza y abundancia de aves nativas aumenta con la cobertura de la vegetación leñosa (Villaseñor et al. 2021a,c). Este efecto positivo de la vegetación leñosa sobre las aves nativas se presenta en diferentes gremios tróficos, incluyendo aves insectívoras, granívoras y omnívoras (Villaseñor et al. 2021c). Además, mientras que sitios carentes de vegetación leñosa son dominados por dos especies exóticas, el gorrión (*P. domesticus*) y la paloma (*C. livia*), sitios con alta cobertura de vegetación leñosa presentan especies de aves que difieren en menor

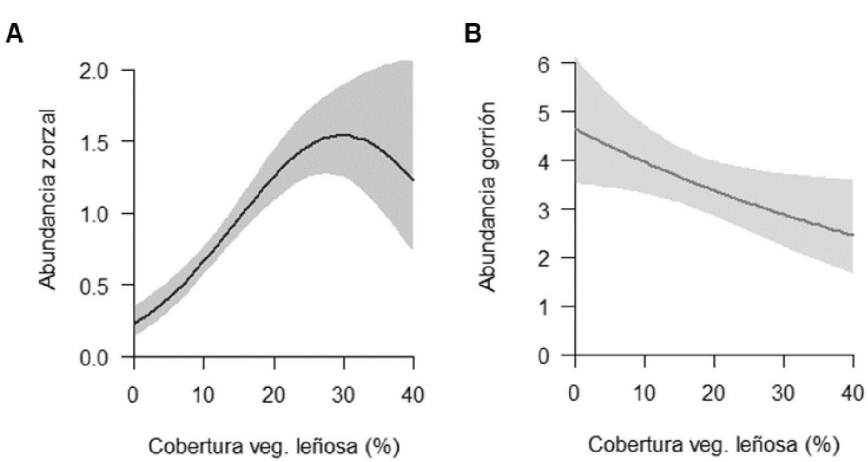


Figura 1. Los árboles y arbustos promueven una mayor abundancia de aves nativas y limitan la abundancia de aves exóticas ampliamente distribuidas en Santiago. (A) Efecto de la cobertura de la vegetación leñosa sobre el zorzal (*Turdus falklandii*), ave nativa. (B) Efecto de la cobertura de la vegetación leñosa sobre el gorrión (*Passer domesticus*), ave exótica. Gráficos derivados de modelos publicados en Benito et al. (2019).

medida en sus abundancias (Foncea 2020). Esto se debe a que el efecto de la vegetación leñosa sobre la abundancia de especies de aves no sería lineal, evitando que una especie alcance una muy alta abundancia y domine la comunidad (Fig. 1A).

Cabe destacar que los árboles y arbustos en la ciudad pueden beneficiar a especies de aves migratorias, incluyendo especies que tienen un rol fundamental en los ecosistemas (Amaya-Espinel y Hostetler 2019). Por ejemplo, la cobertura de árboles y arbustos contribuye a una mayor ocurrencia del picaflor chico (*S. sephaniodes*) en la ciudad de Santiago durante el invierno (Villaseñor y Escobar 2022). Esta ave nectarívora es considerada una especie clave por su rol como principal polinizador de plantas leñosas ornitófilas en la zona austral (Aizen et al. 2002).

La importancia del arbolado urbano en la ciudad para las aves nativas destaca la necesidad de evitar la pérdida de los árboles y arbustos existentes, y erradicar las podas innecesarias que pueden causar grandes pérdidas de cobertura (Fig. 2A). Lamentablemente, la tala de árboles y arbustos, junto a podas agresivas y masivas que eliminan gran parte del follaje son una práctica común en diferentes comu-

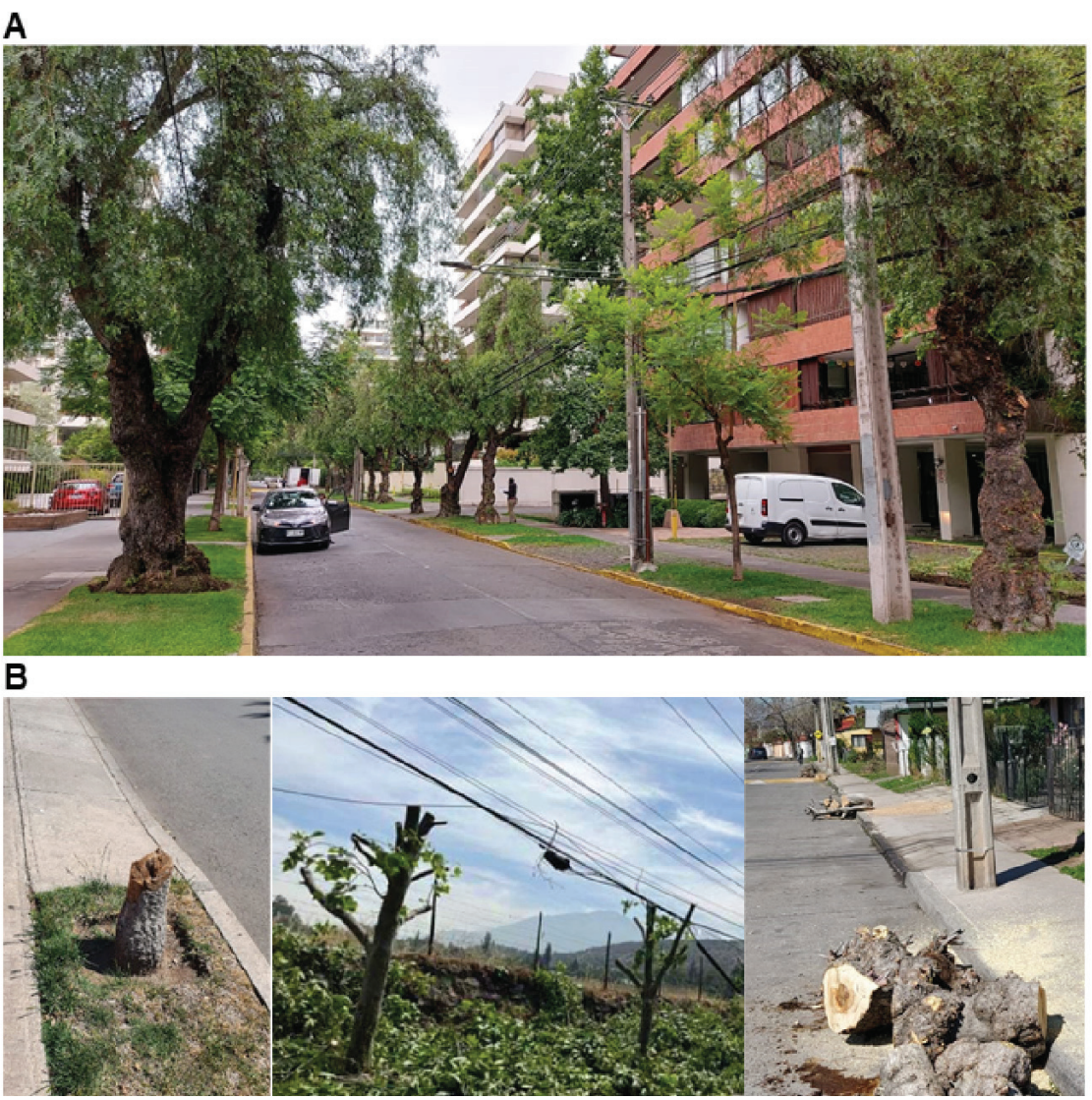


Figura 2. (A) El arbolado urbano es un componente clave para mantener aves nativas en la ciudad. (B) Malas prácticas incluyen la remoción innecesaria de árboles y arbustos y las podas innecesarias y mal realizadas. Desmoches o descopes son frecuentes en los árboles bajo el tendido eléctrico. Una mala aplicación de podas afectará al árbol, decayendo su estado e incluso favorecerá la pudrición, por lo que aumentará la probabilidad de que el árbol sea finalmente removido (Fotografías de Catalina Muñoz-Pacheco, Iván Vargas y Nélida Villaseñor).

nas de la ciudad (Fig. 2B), excepto donde viven las personas de mayores ingresos. Además, es necesario plantar árboles y arbustos en sitios carentes de cobertura. Estos sitios generalmente se encuentran en barrios donde viven las personas con menores ingresos económicos (Hernández y Villaseñor 2018, Villaseñor y Escobar 2022).

Aprendizaje 3: Los parques urbanos soportan más aves nativas que las áreas edificadas y sus beneficios se extenderían hacia áreas vecinas

En Santiago, los parques urbanos son manejados de forma intensiva con el objetivo de proveer una alta cobertura vegetal en una región semi-árida. Esta cobertura vegetal manejada permite mantener una mayor diversidad de aves nativas que el ambiente construido. Por ejemplo, al comparar la riqueza y la abundancia de aves en áreas residenciales y en parques y plazas encontramos que estos espacios verdes presentaron el doble de la riqueza de especies de aves nativas y cuatro veces mayor abundancia de estas especies que las áreas residenciales (Villaseñor et al. 2021b). Además, en las áreas residenciales la comunidad de aves es fuertemente dominada por el gorrión (*P. domesticus*), especie omnívora de origen exótico (Benito et al. 2019, Villaseñor et al. 2021b).

Los beneficios de los parques urbanos se pueden extender más allá de sus límites y se proyectan sobre los barrios en el entorno. Por ejemplo, la abundancia de aves nativas en áreas urbanas incrementa con la cercanía a un parque urbano (Villaseñor et al. 2021a). Por lo tanto, una red de parques bien distribuidos a través de la ciudad contribuirá a mantener un mayor número de aves nativas, además de permitir que los ciudadanos accedan a los beneficios que proporcionan los parques en la ciudad. Esto presenta un gran desafío para las ciudades de Latinoamérica, donde se reportan grandes inequidades sociales y espaciales en el acceso a parques (Reyes y Figueroa Aldunce 2010, Wright Wendel et al. 2012).

Aprendizaje 4: Los espacios verdes informales (terrenos baldíos, eriazos o abandonos) mantienen una gran variedad de aves nativas, incluyendo especies que no son comunes en la ciudad

Gran parte de los estudios sobre avifauna en ciudades de Latinoamérica se han centrado en espacios verdes públicos manejados, como parques y plazas (Piratelli et al. 2017, Muñoz-Pacheco y Villaseñor 2022b). Sin embargo, en las ciudades existe una gran variedad de terrenos cubiertos por vegetación, donde el espacio verde informal ha sido ampliamente ignorado en estudios ecológicos. Los espacios verdes informales comprenden áreas con vegetación no plantada o ruderal donde los humanos han realizado severas perturbaciones sobre el terreno (Rupprecht et al. 2015). Entre ellos, los sitios baldíos (terrenos vacantes en la ciudad) comúnmente se asocian a diferentes externalidades negativas, como delincuencia, formación de basurales y sitios de vivienda informal, sin embargo, estos terrenos pueden contribuir a la conservación de la biodiversidad y proveer servicios ecosistémicos.

En Santiago, los sitios baldíos están cubiertos principalmente por especies de plantas herbáceas no nati-

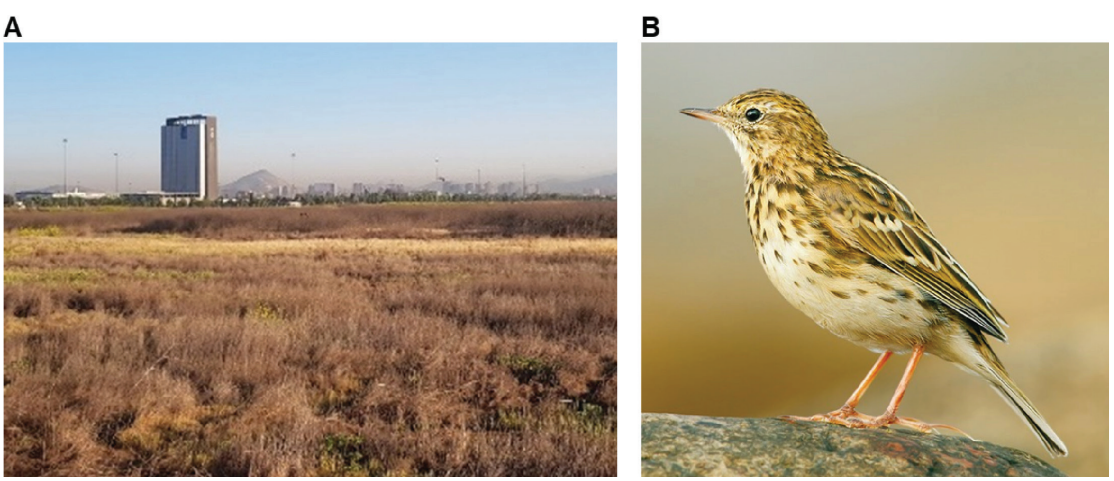


Figura 3. Los sitios baldíos son parte del espacio verde y soportan una variedad de especies de aves nativas en la ciudad de Santiago, incluyendo especies de ambientes abiertos que no son comunes en la ciudad. (A) Sitio baldío en Parque Bicentenario de Cerrillos que está siendo urbanizado (Fotografía de Luna Chiang). (B) Bailarín chico (*Anthus correndera*), especie abundante en sitios baldíos pero que no es reportada en otras áreas de la ciudad (Fotografía de Alberto Rocco Montero).

vas (Figueroa et al. 2020). A pesar de la dominancia de especies herbáceas exóticas y la carencia de especies leñosas, los sitios baldíos ofrecen oportunidades para conservar aves nativas en la ciudad (Fig. 3A). Al comparar la comunidad de aves presente en terrenos baldíos, parques urbanos y áreas residenciales encontramos que los sitios baldíos presentan una comunidad de aves diversa, con baja dominancia, alta riqueza de especies y alta abundancia de aves nativas (Villaseñor et al. 2021b). Los sitios baldíos soportan principalmente aves nativas y presentan significativamente menos especies exóticas que parques urbanos y áreas residenciales (Villaseñor et al. 2020).

Además, la comunidad de aves en sitios baldíos está compuesta principalmente por aves nativas con dieta especialista. Aves granívoras de origen nativo como el chirihue (*Sicalis luteola*), la tórtola (*Z. auriculata*) y el chincol (*Z. capensis*) son abundantes en sitios baldíos. En estos sitios, la cubierta de herbáceas anuales ofrecería una gran cantidad de semillas y el suelo desnudo aumentaría el éxito de forrajeo al facilitar el encontrar las semillas sobre el terreno. Aves nativas insectívoras también son abundantes, como la golondrina chilena (*Tachycineta meyeni*) y el bailarín chico (*Anthus correndera*; Fig. 3B), donde los pastizales proveerían un hábitat abierto que es apropiado para el forrajeo de estas especies (Villaseñor et al. 2021b).

En cambio, en parques urbanos y áreas residenciales la comunidad fue dominada por aves con dieta generalista (omnívoras). Si bien los parques exhibieron una alta riqueza de especies, el zorzal (*T. falcklandii*) dominó la comunidad. Al comparar con sitios baldíos y parques, las áreas residenciales exhibieron una baja diversidad de aves donde la comunidad fue fuertemente dominada por un ave exótica, el gorrión (*P. domesticus*) (Villaseñor et al. 2021b).

Un estudio en Pachuca, México, también destaca que estas áreas pueden ser importantes reservas de aves, contribuyendo a la diversidad de aves en ciudades (Zuñiga-Palacios et al. 2020). Sin duda es necesario el desarrollo de líneas de investigación sobre el espacio verde informal que mejoren nuestra comprensión sobre estas áreas, nos permitan identificar y valorar sus contribuciones a la conservación y desarrollar estrategias para su integración a la red de espacios verdes en ciudades. Esto es particularmente urgente dado que estas áreas enfrentan fuertes presiones de urbanización.

Aprendizaje 5: Es importante preservar la vegetación natural alrededor de Santiago ya que alberga especies de aves endémicas de Chile que no habitan en la ciudad

Santiago se ubica en Chile central, zona que ha sido destacada como un área de interés global para la conservación. Esto se debe a que concentra un alto número de especies endémicas y la mayor parte de la vegetación natural ha sido eliminada (hotspot de biodiversidad, Myers et al. 2000). Aunque la vegetación natural ha sido fuertemente reducida y degradada, áreas

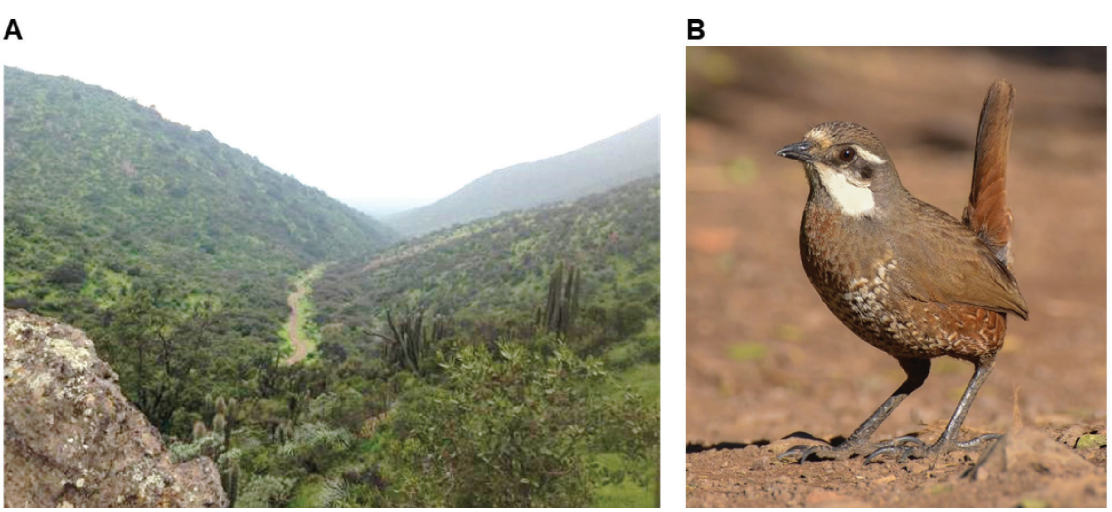


Figura 4. Las áreas con vegetación natural alrededor de la ciudad de Santiago albergan aves endémicas de Chile que son sensibles al cambio de uso del suelo. (A) Santuario de la Naturaleza Quebrada de la Plata, área que busca conservar el ecosistema asociado al bosque y matorral esclerófilo y espinoso (Fotografía de https://www.monumentos.gob.cl). (B) Turca (*Pteroptochos megapodius*), especie endémica de Chile que habita en ambientes naturales alrededor de la ciudad y no es registrada en el ambiente urbano (Fotografía de Pablo Gutiérrez Maier).

periurbanas de Santiago aún mantienen matorral y bosque esclerófilo (Fig. 4A), donde habitan especies de aves endémicas de Chile que serían sensibles a la urbanización (Díaz y Armesto 2003, Villaseñor et al. 2021a).

Al comparar la comunidad de aves en áreas naturales alrededor de la ciudad con la comunidad de aves presente en espacios verdes al interior de la ciudad, encontramos que las aves nativas fueron más abundantes en el espacio verde (Mejías 2021). Espacios verdes como los parques urbanos y los cementerios parques soportan una mayor abundancia de aves nativas que las áreas naturales. Esto estaría asociado al amplio subsidio que reciben estas áreas, donde la mayor parte de la vegetación es plantada y se invierten abundantes recursos en su mantención a través del año (e.g. riego). Además, una megasequía que se ha extendido por una década ha afectado profundamente la vegetación natural de Chile central (Garreaud et al. 2020), donde los espacios verdes urbanos parecen brindar hábitat de calidad al mantener un gran número de aves nativas (Villaseñor y Escobar 2019, Villaseñor et al. 2020, Mejías 2021).

Sin embargo, las aves endémicas estuvieron prácticamente ausentes en espacios verdes urbanos, presentando una mayor riqueza y abundancia en áreas naturales. Aves endémicas de Chile que incluyeron la perdiz (*Nothoprocta perdicaria*), el churrín del norte (*Scytalopus fuscus*), el canastero (*Pseudasthenes humicola*), el tapaculo (*Scelorchilus albicollis*) y la turca (*Pteroptochos megapodius*), sólo se registraron en áreas naturales (Fig. 4B). La tenca (*Mimus thenca*), especie cuasi-endémica de Chile con poblaciones en Argentina, se registró en los tres ambientes (Mejías 2021). Similares resultados han sido reportados en otras ciudades de Chile, como Coquimbo, donde las aves endémicas no habitarían en la ciudad (Chávez-Villavicencio 2017). Además, los sitios naturales ofrecen sitios de reproducción no tan solo para las aves endémicas, sino también para las diferentes aves nativas (Mella y Loutit 2007).

Estos resultados subrayan la necesidad de acciones de conservación que aseguren la protección de la vegetación natural en la región para mantener las especies endémicas que caracterizan el hotspot de biodiversidad de Chile Central. La protección de los espacios naturales es comúnmente solicitada por investigadores de Chile (e.g. Pauchard et al. 2006, Silva et al. 2015), como también de otras ciudades de Latinoamérica. Por ejemplo, la protección de los hábitats de las especies es fundamental para preservar e incluso enriquecer la diversidad de aves en áreas urbanas en México (MacGregor-Fors et al. 2020).

Desafíos futuros

Los estudios ecológicos locales permiten mejorar nuestra comprensión de los ecosistemas, incluyendo sus componentes, diversas interacciones y los efectos de las actividades antrópicas. Esta información es fundamental para la conservación de la naturaleza y apoya la toma de decisiones para el manejo del hábitat, la planificación territorial y las políticas públicas. Sin embargo, un gran desafío en conservación es lograr que las recomendaciones derivadas de la evidencia científica sean efectivamente incorporadas en las políticas públicas e implementadas sobre los territorios. Sintetizar las enseñanzas identificadas en estudios de aves y poner a disposición esta síntesis en el idioma local sería un punto de partida para contribuir a implementar las recomendaciones derivadas de la evidencia científica y lograr que nuestras ciudades sean biodiversas y amigables con las aves (Piratelli et al. 2017, MacGregor-Fors et al. 2020, Muñoz-Pacheco y Villaseñor 2022b).

CONCLUSIÓN

Sintetizamos los principales aprendizajes alcanzados tras cinco años de estudios empíricos sobre las aves en la ciudad de Santiago de Chile. Estos aprendizajes muestran los efectos positivos de la vegetación sobre las aves nativas y destacan la importancia de conservar la vegetación natural existente en el área periurbana donde habitan aves endémicas de Chile ausentes en la ciudad. Si bien estos estudios se han enfocado en la ciudad de Santiago, nuestros resultados concuerdan con lo encontrado en otras ciudades de Latinoamérica, por lo que estas recomendaciones para el manejo del hábitat y la planificación urbana pueden contribuir a alcanzar ciudades amigables con la biodiversidad en otros países de la región. Esperamos que esta síntesis sea un punto de partida para comenzar a implementar las recomendaciones basadas en la evidencia científica y lograr ciudades biodiversas y más amigables con la naturaleza.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a todos los voluntarios y asistentes que han contribuido en las diferentes investigaciones sintetizadas en este artículo. En particular agra-

decemos a las y los tesistas: Luna Chiang, Catalina Muñoz-Pacheco, Jecar Rodríguez, Javiera Benito, Joaquín Foncea, Pilar Fernández, Daniela Mejías y Macarena Silva. NRV agradece al Gobierno de Chile que mediante los proyectos CONICYT- FONDECYT postdoctorado 3170179 (2017-2020) y ANID-FONDECYT iniciación 11201045 (2020-2023) ha financiado el desarrollo de las investigaciones resumidas en este artículo, permitiéndonos contribuir al desarrollo de la Ecología Urbana en el país.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

AIZEN MA, VÁZQUEZ DP Y SMITH-RAMÍREZ C (2002) Historia natural y conservación de los mutualismos planta-animal del bosque templado de Sudamérica austral. *Revista Chilena de Historia Natural* 75: 79–97

AMAYA-ESPINEL JD Y HOSTETLER ME (2019) The value of small forest fragments and urban tree canopy for Neotropical migrant birds during winter and migration seasons in Latin American countries: A systematic review. *Landscape and Urban Planning* 190: 103592

AMAYA-ESPINEL JD, HOSTETLER M, HENRÍQUEZ C Y BONACIC C (2019) The influence of building density on Neotropical bird communities found in small urban parks. *Landscape and Urban Planning* 190: 103578

ARONSON MFJ, LA SORTE FA, NILON CH, KATTI M, GODDARD MA, LEPCZYK CA, WARREN PS, WILLIAMS NSG, CILLIERS S, CLARKSON B, DOBBS C, DOLAN R, HEDBLOM M, KLOTZ S, LOUWE KOOIJMANS J, KÜHN I, MACGREGOR-FORS I, MCDONNELL M, MÖRTBERG U, PYŠEK P, SIEBERT S, SUSHINSKY J, WERNER P Y WINTER M (2014) A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity reveals key anthropogenic drivers. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 281: 20133330

BENITO JF, ESCOBAR MAH Y VILLASEÑOR NR (2019) Conservation in the city: How does habitat structure influence the abundance of individual bird species in a Latin American metropolis? *Gayana* 83: 114–25

CHÁVEZ-VILLAVICENCIO CL (2017) Diversidad alfa y beta de las aves terrestres en ecosistemas no urbanizado y urbanizado de la Herradura (Coquimbo - Chile). *The Biologist* 15: 329–336

DÍAZ IA Y ARMESTO JJ (2003) La conservación de las aves silvestres en ambientes urbanos de Santiago. *Revista Ambiente y Desarrollo de CIPMA* 19: 31–38

ESCOBAR-IBÁÑEZ J Y MACGREGOR-FORS I (2017) What's new? An up-dated review of avian ecology in urban Latin America. Pp 11-31 en: ESCOBAR-IBÁÑEZ JF, MACGREGOR-FORS I (Eds). Avian ecology in Latin American cityscapes. Switzerland: Springer

ESTADES CF (1995) Aves y vegetacion urbana: el caso de las plazas. *Boletín Chileno de Ornitología* 2: 7–13

FIGUEROA JA, SALDÍAS G, TEILLIER S, CARRERA E Y CASTRO SA (2020) Seed banks in urban vacant lots of a Latin American megacity are easily germinable and strongly dominated by exotic flora. *Urban Ecosystems* 23: 945–955

FONCEA ARANEDA JF (2020) Relación entre la comunidad de aves y variables del hábitat local y del paisaje en Santiago, Región Metropolitana. Memoria para optar al Título Profesional de Ingeniero en Recursos Naturales Renovables. Universidad de Chile.

GARIZABAL-CARMONA JA Y MANCERA-RODRIGUEZ NJ (2021) Bird species richness across a Northern Andean city: Effects of size, shape, land cover, and vegetation of urban green spaces. *Urban Forestry and Urban Greening* 64:127243

GARREAUD RD, BOISIER JP, RONDANELLI R, MONTECINOS A, SEPÚLVEDA HH Y VELOSO-AGUILA D (2020) The Central Chile Mega Drought (2010–2018): A climate dynamics perspective. *International Journal of Climatology* 40: 421–439

HERNÁNDEZ HJ Y VILLASEÑOR NR (2018) Twelve-year change in tree diversity and spatial segregation in the Mediterranean city of Santiago, Chile. *Urban Forestry and Urban Greening* 29: 10–18

IKIN K, LE ROUX DS, RAYNER L, VILLASEÑOR NR, EYLES K, GIBBONS P, MANNING AD Y LINDENMAYER DB (2015) Key lessons for achieving biodiversity-sensitive cities and towns. *Ecological Management and Restoration* 16: 206–214

IPBES (2019) Global assessment report on biodiversity and ecosystem services. DÍAZ S, SETTELE J, BRONDIZIO ES, NGO HT, GUÈZE M, AGARD J, ARNETH A, BALVANERA P, BRAUMAN KA, BUTCHART SHM, CHAN KMA, GARIBALDI LA, ICHII K, LIU J, SUBRAMANIAN SM, MIDGLEY GF, MILOSLAVICH P, MOLNÁR Z, OBURA D, PFAFF A, POLASKY S, PURVIS A, RAZZAQUE J, REYERS B, ROY CHOWDHURY R, SHIN YJ, VISSEREN-HAMAKERS IJ, WILLIS KJ Y ZAYAS CN (eds.). Bonn, Germany

LEVEAU LM (2013) Relaciones aves–habitat en el sector suburbano de Mar del Plata, Argentina. *Ornitologia Neotropical* 24: 201–212

MACGREGOR-FORS I, GOMEZ-MARTINEZ MA, GARCIA-ARROYO M Y CHAVEZ-ZICHINELLI CA (2020) A dead letter? Urban conservation, management, and planning strategies from the Mexican urban bird literature. *Urban Ecosystems* 23: 1107–1115

MACGREGOR-FORS I Y SCHONDUBE JE (2011) Gray vs. green urbanization: Relative importance of urban featu-

res for urban bird communities. *Basic and Applied Ecology* 12: 372–381

Magle SB, Hunt VM, Vernon M y Crooks KR (2012) Urban wildlife research: Past, present, and future. *Biological Conservation* 155: 23–32

McKinney ML (2006) Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation* 127: 247–260

Mejías D (2021) Composición, riqueza y abundancia de aves en espacios verdes urbanos y áreas naturales de la ciudad de Santiago de Chile. Memoria para optar al Título Profesional de Ingeniera en Recursos Naturales Renovables. Universidad de Chile

Mella JE y Loutit A (2007) Ecología comunitaria y reproductiva de aves en cerros islas y parques de Santiago. *Boletín Chileno de Ornitología* 13: 13–27

Muñoz-Pacheco CB y Villaseñor NR (2022a) Urban ecosystem services in South America: A systematic review. *Sustainability* 14: 10751

Muñoz-Pacheco CB y Villaseñor NR (2022b) Avian species richness in cities: A review of the Spanish-language literature from the Southern Cone of South America. *Urban Ecosystems* 25: 601–616

Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, da Fonseca GAB y Kent J (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853–858

Pauchard A, Aguayo M, Peña E y Urrutia R (2006) Multiple effects of urbanization on the biodiversity of developing countries: The case of a fast-growing metropolitan area (Concepción, Chile). *Biological Conservation* 127: 272–281

Piratelli AJ, Franchin AG y Marín-Gómez OH (2017) Urban Conservation: Toward Bird-Friendly Cities in Latin America. Pp: 143-158 en: MacGregor-Fors I, Escobar-Ibáñez J (Eds). Avian Ecology in Latin American Cityscapes. Springer

Reyes Päcke S y Figueroa Aldunce IM (2010) Distribución, superficie y accesibilidad de las áreas verdes en Santiago de Chile. *Revista de Estudios Urbano Regionales (EURE)* 36: 89–110

Rupprecht CDD, Byrne JA, Garden JG y Hero J-M (2015) Informal urban green space: A trilingual systematic review of its role for biodiversity and trends in the literature. *Urban Forestry and Urban Greening* 14: 883–908

Sanderson EW y Huron A (2011) Conservation in the City. *Conservation Biology* 25: 421–423

Silva CP, García CE, Estay SA y Barbosa O (2015) Bird richness and abundance in response to urban form in a Latin American city: Valdivia, Chile as a case study. *PLoS ONE* 10: e0138120

Soga M y Gaston KJ (2022) Towards a unified understanding of human–nature interactions. *Nature Sustainability* 5: 374-383

TEEB (2011) TEEB manual for cities: Ecosystem services in urban management. The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB): Geneva

Villaseñor NR, Chiang LA, Hernández HJ y Escobar MAH (2020) Vacant lands as refuges for native birds: An opportunity for biodiversity conservation in cities. *Urban Forestry and Urban Greening* 49: 126632

Villaseñor NR, Chiang LA, Hernández HJ y Escobar MAH (2021b) Contribución del espacio verde informal a la conservación de aves en ciudades: Un estudio comparativo sobre la diversidad de la comunidad de aves en sitios baldíos, parques urbanos y áreas residenciales. *Ornitología Neotropical* 32: 179–187

Villaseñor NR y Escobar MAH (2019) Cemeteries and biodiversity conservation in cities: how do landscape and patch-level attributes influence bird diversity in urban park cemeteries? *Urban Ecosystems* 22: 1037–1046

Villaseñor NR y Escobar MAH (2022) Linking socioeconomics to biodiversity in the city: The case of a migrant keystone bird species. *Frontiers in Ecology and Evolution* 10: 850065

Villaseñor NR, Escobar MAH y Hernández HJ (2021c) Can aggregated patterns of urban woody vegetation cover promote greater species diversity, richness and abundance of native birds? *Urban Forestry and Urban Greening* 61: 127102

Villaseñor NR, Truffello R y Reyes-Paecke S (2021a) Greening at multiple scales promote biodiverse cities: A multi-scale assessment of drivers of Neotropical birds. *Urban Forestry and Urban Greening* 66: 127394

Wright Wendel HE, Zarger RK y Mihelcic JR (2012) Accessibility and usability: Green space preferences, perceptions, and barriers in a rapidly urbanizing city in Latin America. *Landscape and Urban Planning* 107: 272–282

Zuñiga-Palacios J, Zuria I, Moreno CE, Almazán-Núñez RC y González-Ledesma M (2020) Can small vacant lots become important reservoirs for birds in urban areas? A case study for a Latin American city. *Urban Forestry and Urban Greening* 47: 126551

Revisión

IMPACTOS DE LA CONTAMINACIÓN LUMÍNICA EN LAS AVES CON ESPECIAL FOCO EN LA ARGENTINA

Cynthia Ursino[1,2]*; Natalia Rebolo-Ifrán[3]* y Fabricio Gorleri[1,4]

[1] Departamento Científico, Aves Argentinas/Asociación Ornitológica del Plata, Buenos Aires, Argentina.
[2] Department of Ecology and Evolutionary Biology, Princeton University, Princeton, United States
[3] Grupo de Investigaciones en Biología de la Conservación, Laboratorio Ecotono, INIBIOMA, Universidad Nacional del Comahue - CONICET, Quintral 1250 (R8400FRF), San Carlos de Bariloche, Argentina.
[4] Laboratorio de Ecología, Comportamiento y Sonidos Naturales, Instituto de Bio y Geociencias del Noroeste Argentino (IBI-GEO-CONICET), Salta, Argentina.
*nataliarebolo@comahue-conicet.gob.ar y ursino@avesargentinas.org.ar

Resumen.- Los ambientes nocturnos naturales son modificados por emisiones de luces provenientes de fuentes artificiales. La luz artificial en altas densidades se considera un contaminante dado que puede provocar efectos nocivos en la salud humana y en la fauna silvestre. En la última década los estudios sobre sus efectos para las aves han incrementado, pero aún no se ha abordado en profundidad en Argentina. El objetivo de este trabajo es realizar una recopilación de los principales efectos de la contaminación lumínica, con especial énfasis en Argentina. Primero, se realizó una revisión bibliográfica a escala global, en la cual se buscó específicamente revisiones que recopilaran los principales efectos para las aves. Luego, se identificaron grupos o especies de Argentina susceptibles a esta amenaza, reportadas tanto en bibliografía como en la IUCN y en eBird Argentina. La revisión bibliográfica mostró que la luz artificial puede alterar el ritmo circadiano, los patrones de migración y movimiento, y provocar cambios comportamentales. Para Argentina, se encontraron 3 estudios sobre la temática y un total de 19 especies de aves registradas como afectadas por esta amenaza. Este trabajo muestra que las aves de Argentina no están exentas de los efectos de la contaminación lumínica, sin embargo, los trabajos disponibles aún son escasos. Contemplando que, solo en Argentina habitan más de mil especies, menos del 1% de las especies del país fueron estudiadas.

Palabras clave: *amenazas, aves, contaminantes, luz artificial, urbanización*

Abstract.- IMPACTS OF LIGHT POLLUTION ON BIRDS WITH A SPECIAL FOCUS ON ARGENTINA. Natural nocturnal environments are modified by light emissions from artificial sources. Artificial light at high densities is considered a pollutant since it can cause harmful effects on human health as well as on wildlife. In the last decade, studies on its effects on birds have increased, but it has not yet been addressed in depth in Argentina. The goal of this work is to perform a summary of the main effects of light pollution, with special emphasis on Argentina. First, a global bibliographic review was carried out, looking specifically for reviews that compiled the main effects on birds. Then, groups or species susceptible to this threat in Argentina were identified, reported in bibliography, the IUCN and eBird Argentina. For this purpose, a new literature search of studies conducted in South America was carried out and the species listed as affected by light pollution in the IUCN and eBird online pages were identified. The literature review showed that artificial light can alter circadian rhythms, migration and movement patterns and cause behavioral changes. We identified 19 species from Argentina that showed effects due to light pollution and 3 studies about this topic. This work shows that the birds of South America are not exempt from the effects of light pollution. However, studies are still scarce and considering that Argentina alone is home to more than a thousand species, less than 1% of the country's species were studied.

Keywords: *Artificial light, Birds, Pollutants, Threats, Urbanization*

Recibido: 1 de julio de 2022; Aceptado: 28 de noviembre 2022

La urbanización se considera una de las formas de modificación de los hábitats naturales más importantes a nivel mundial (McKinney 2002, Grimm et al. 2008). Entre las distintas alteraciones antrópicas, el aumento de los niveles de luz artificial ha cambiado los ambientes nocturnos naturales (Bennie et al. 2015). El ambiente nocturno ha sido transformado en una gran porción de la tierra (Cinzano et al. 2001, Falchi et al. 2016), y no solamente por la luz directa (deslumbramiento), sino también, indirectamente por su reflejo (resplandor del cielo). Su uso se ha expandido rápida y sostenidamente en el mundo (Dominoni et al. 2014, Falchi et al. 2016, Kyba et al. 2017). En la actualidad, muchos hábitats terrestres están iluminados por el alumbrado público presente en las calles, pero también por una variedad de luces como la

iluminación de estructuras y vehículos. Los hábitats marinos también poseen luz artificial que puede provenir de las plataformas petrolíferas, las turbinas eólicas, los barcos, los faros y el derrame de luz provocado por las ciudades costeras y estructuras iluminadas en la costa (Spoelstra y Visser 2014). Además, la contaminación lumínica podría estar afectando particularmente al hábitat aéreo, el cuál ha sido reconocido como un ambiente relevante cuando se trata de preservar a la fauna voladora (Diehl 2013). En el contexto actual, en el cual el conflicto entre la urbanización y la fauna voladora en el espacio aéreo es cada vez mayor (Lambertucci et al. 2015), analizar los efectos de éste contaminante se torna crucial.

A la alteración de los niveles de luz natural nocturna en los ecosistemas se la denomina "contaminación lumínica ecológica" (Longcore y Rich 2004). En la última década, la contaminación lumínica ecológica ha recibido especial atención notándose en un rápido crecimiento en el número de estudios empíricos, en una amplia diversidad de organismos y fenómenos biológicos (Rodrigo-Comino et al. 2021). En la actualidad, ya se han reportado efectos y consecuencias para la mayoría de los taxones de animales (Rich y Longcore 2013). Entre ellos, las aves se destacan, debido a que muchas especies poseen una excelente percepción de la luz (Spoelstra y Visser 2014), lo cual hace que sea un grupo importante para el estudio del impacto de ésta amenaza.

Los primeros casos documentados sobre el efecto de la luz artificial en aves se remontan al siglo XIX (e.g. Rowan 1937, Johnston y Haines 1957). Uno de los primeros ejemplos documentados fue la observación de una gran masa de aves migratorias que se agregaron cerca de luces artificiales por la noche, lo que sugirió que era consecuencia de la atracción por la misma (Johnston y Haines 1957). Desde entonces, se han reportado numerosos efectos de la contaminación lumínica, convirtiéndose en una amenaza para muchas especies de aves (Horton et al. 2019).

Aun cuando los estudios sobre el efecto de la contaminación lumínica ecológica sobre aves están en aumento, todavía son escasos en Argentina. El objetivo de este trabajo fue realizar un análisis del estado de conocimiento de los efectos de la contaminación lumínica en aves a varias escalas: (1) sintetizando el conocimiento que existe a escala mundial y (2) analizando el estado de conocimiento para la avifauna de Argentina. Por último, se proveen ideas de planificación urbana para mitigar la contaminación lumínica.

CONTAMINACIÓN LUMÍNICA EN AVES A ESCALA MUNDIAL

Con el objetivo de sintetizar el conocimiento actual sobre el efecto de la contaminación lumínica en aves, se realizó una búsqueda de trabajos de revisiones bibliográficas. La recopilación de revisiones permite abarcar una gran variedad de impactos de la contaminación lumínica que han sido abordados en diferentes trabajos. De ésta forma, se contempla tanto los diferentes impactos, como hábitats y grupos de especies afectadas. Para ello, se utilizó la base de datos Scopus (https://www.scopus.com) con el siguiente protocolo de búsqueda: ((artificial light) OR (light pollution) OR (light at night) OR (night time light) AND (bird) AND (review)) AND (LIMIT-TO (SUBJAREA, "ENVI") OR LIMIT-TO (SUBJAREA, "AGRI")). La búsqueda se realizó en inglés y español. Se incluyeron todas las revisiones publicadas hasta el 16 de junio de 2022 en las que se analizaran los efectos de la contaminación lumínica en aves. Por último, y para corroborar que la búsqueda mediante Scopus incluyó a todas las revisiones del tema, se realizó una segunda búsqueda con las palabras claves en Google Académico (https://scholar.google.com.ar/).

La búsqueda de bibliografía arrojó un total de 10 publicaciones, las cuales integraron revisiones sobre distintos aspectos de la contaminación lumínica en aves (ver Tabla 1). A partir de dichos trabajos, realizamos un resumen de las principales consecuencias estudiadas de la contaminación lumínica en la avifauna.

El ritmo circadiano

Una de las consecuencias más estudiadas de la contaminación lumínica en los seres vivos ha sido la modificación del ritmo circadiano. El ritmo circadiano es un mecanismo endógeno que tiene una periodicidad de aproximadamente 24 horas y que controla muchos procesos fisiológicos y comportamentales en las aves (Dominoni 2015). Éste ritmo está sincronizado por la luz (Berson et al. 2002) y regula los patrones de actividad día/noche. Las alteraciones en este ciclo pueden inferir en los procesos biológicos de periodicidad estacional o anual de las aves (por ej.: momento de apareamiento, cría, búsqueda de alimento y migración). Se ha demostrado que la exposición a la luz artificial durante la noche reduce la liberación de melatonina (de Jong et al. 2016, Grubisic et al. 2019). Esta hormona, que regula los ciclos de día y noche, depende directamente de la intensidad de la luz. Por esta razón, la luz artificial puede modificar varios de

los comportamientos habituales de las aves, lo que en última instancia puede ejercer un gran impacto en su aptitud (Yorzinski et al. 2015). En un estudio que comparó el ritmo circadiano en dos poblaciones de Mirlo Europeo (*Turdus merula*) en la naturaleza, se constató que los individuos de ciudad comenzaron su actividad antes que los del bosque, en los cuáles los momentos de inicio y fin de la actividad diaria estaba más relacionado con el horario crepuscular natural (Dominoni et al. 2013a). Por otra parte, cuatro especies de aves (*Erithacus rubecula*, *Turdus merula*, *Parus major* y *Cyanistes caeruleus*) expuestas a la luz artificial durante todo el año comenzaron a cantar más temprano tanto al amanecer como al atardecer, que aquellas en condiciones naturales, lo que sugiere que la periodicidad estacional también se ve afectada por la luz artificial (Da Silva et al. 2015).

Desorientación y atracción a la luz

Frente a la exposición a luz artificial por la noche, las aves pueden verse atraídas o desorientadas, y así colisionar con la infraestructura circundante iluminada artificialmente. La luz artificial puede actuar como una señal de falsa orientación para las aves, lo que provoca la muerte de millones de aves anualmente (Longcore y Rich 2004). En una revisión sobre las consecuencias de la luz artificial en los patrones de movimiento de las aves (Adams et al. 2021) se encontró que los estudios sobre desorientación y/o atracción a la luz fueron realizados en menor proporción si se los compara con aquellos sobre disuasión o selección de hábitat. Por otra parte, los Paseriformes resultaron ser el orden con mayor cantidad de estudios, seguido por los Charadriiformes y los Procellariiformes. Sin embargo, de los 26 órdenes de especies de aves identificados en los trabajos, sólo 10 de ellos estuvieron representados en trabajos sobre desorientación o atracción de aves hacia la luz artificial. Además, catorce órdenes de aves no fueron estudiadas, de los cuáles tres de estos órdenes son endémicos de Sudamérica (por ejemplo, Tinamiformes, Otidiformes y Musophagiformes), lo que evidencia un importante vacío de conocimiento geográfico. En América del Sur, por ejemplo, sólo existen tres trabajos en esta temática hasta la fecha (Astudillo y Encinas 2019, Silva et al. 2020, Medina Franco y Sangiorgi Monroy 2022). Un particular problema de la atracción hacia la luz artificial se da en el entorno marino, donde las aves realizan sobrevuelos de grandes distancias para alcanzar la fuente de luz, lo cual puede tener consecuencias negativas en su supervivencia o éxito reproductivo (Rich y Longcore 2013). Este mecanismo afecta principalmente a las especies de petreles que anidan en madrigueras (es decir, a las familias Procellariidae, Hydrobatidae y Oceanitidae). La mortalidad provocada por éste fenómeno se registró en al menos 47 islas de todo el mundo, en tres continentes y en todos los océanos (Rodriguez et al. 2017), lo cual da la pauta de que se trata de una problemática extendida a nivel global.

Aunque la atracción y desorientación inducida por la luz en mar abierto es difícil de documentar, varios estudios confirmaron que la mortalidad de aves marinas estaba asociada a las luces con fines pesqueros y plataformas petrolíferas (Rodriguez et al. 2017). Además, se ha documentado un mayor número de muertes en volantones que en adultos (Rodriguez et al. 2017). Los volantones de las especies marinas suelen verse atraídos por la luz de tal manera que, si el entorno está iluminado, estos no logran llegar al océano durante sus primeros vuelos. Por otra parte, las especies migratorias nocturnas son particularmente susceptibles a la luz artificial lo que puede conllevar a un desvío en sus rutas de migración. Aun cuando no se conozcan en profundidad las razones por las que las aves se sienten atraídas hacia la luz (Poot et al. 2008), se ha corroborado que puede traer consecuencias como el agotamiento o la colisión con la fuente de luz.

Cambios en los patrones de migración

La desorientación de las aves junto con los cambios en el ritmo circadiano puede tener grandes efectos sobre la migración. Las especies que migran de noche suelen ser las más afectadas, ya que la luz puede provocar atracción o desorientación y desviar a las aves de sus rutas migratorias (Mahr et al. 2012). Como se mencionó anteriormente, estos efectos se han descrito mayoritariamente en especies de aves marinas como petreles y las pardelas (Procellariiformes), las cuáles son atraídas por las luces artificiales y se ven forzadas a aterrizar. De hecho, se ha visto que casi la mitad de las especies de Procellariiformes a nivel mundial se ven afectadas por la contaminación lumínica (Rodríguez et al. 2017).

Si se tiene en cuenta a las especies de aves marinas que crían en cavidades, como por ejemplo el Paíño Boreal (*Hydrobates leucorhous)* el problema es aún mayor, ya que, en éstas especies, la visión no empieza a funcionar correctamente hasta la tercera semana de la eclosión. Por esta razón, los volantones no tienen una correcta visualización, lo que podría ser la causa de las caídas masivas (Atchoi et al. 2020). Se

ha visto que aves en migración expuestas a una única fuente de iluminación artificial nocturna cambiaron drásticamente sus comportamientos, agregándose en altas densidades, disminuyendo la velocidad de vuelo y volando en trayectorias circulares. Estos comportamientos sugieren una fuerte respuesta de desorientación ante las fuentes de luces artificiales (Van Doren et al. 2017). Además, las estructuras iluminadas por la noche, como las torres de comunicación, pueden provocar la muerte de especies de aves migratorias, especialmente paseriformes (Longcore et al. 2013), ya que por la noche las aves se ven atraídas por las luces y pueden morir por agotamiento o colisiones entre sí y con las estructuras artificiales. Hasta donde sabemos, no existen a la fecha, estudios que contemplen los impactos de la luz artificial en especies migratorias en América del Sur.

Búsqueda de alimento

La luz artificial también puede provocar cambios en los comportamientos de forrajeo, ya sea a través de una prolongación del tiempo de búsqueda de alimento, como aumento en la abundancia relativa de depredadores y presas de aves en torno a las fuentes de luces. Por ejemplo, los ritmos de alimentación de los pichones de Carbonero Común (*Parus major*) se vieron afectados cuando se colocaron luces LED en los nidos durante la noche, lo que da la pauta de que las actividades de alimentación pueden verse modificadas por la contaminación lumínica (Titulaer et al. 2012). En la misma línea, se vio que individuos de Zorzal Chiguanco (*Turdus chiguanco*) en Perú, extendieron su actividad diurna de alimentación en respuesta a la continua disponibilidad de luz y alimento en jardines iluminados a la noche (Ortiz 2013). Por otra parte, Garzas Reales (*Ardea cinerea*) que se alimentaban en piscifactorías sometidas a luz artificial nocturna lo hicieron preferentemente por la noche o en períodos crepusculares, modificando así, sus periodos de alimentación habitual (Hockin et al. 1992). La luz artificial por la noche podría permitir que las aves playeras permanezcan intervalos más largos alimentándose, ya que utilizan la visión para dicha actividad, pero también podría tener un efecto nocivo, ya que este efecto podría extenderse también a los depredadores diurnos de las aves (Zapata et al. 2019).

Reproducción

La luz artificial puede acelerar la reproducción de las aves y adelantar su fisiología reproductiva (Richard et al. 2021). Como se mencionó anteriormente, la contaminación lumínica puede provocar una falsa percepción sobre la extensión de los días, modificando el ritmo circadiano. Es así, como ante días más extensos debido a la luz artificial, las aves pueden modificar el periodo reproductivo y los patrones de apareamiento individuales (Kempenaers et al. 2010). El aumento de la duración del día en primavera tiene un fuerte efecto sobre la producción de melatonina e indirectamente, sobre el estado reproductivo (Dominoni 2015). Se ha demostrado que individuos de Herrerillo Común (*Cyanistes caeruleus*), que ocupaban territorios sometidos a iluminación nocturna, adelantaron la fecha de puesta entre dos y cinco dias (Kempenaers et al. 2010, de Jong et al. 2015, respectivamente). Si bien los mecanismos por los cuáles la luz afecta a la reproducción no están claros, una posible respuesta es que la luz estimule a fotorreceptores que son más sensibles a determinadas longitudes de onda (de Jong et al. 2015).

Además, se ha comprobado que, en ciertas especies, como el Herrerillo Común, la contaminación lumínica puede alterar las estrategias para elegir pareja debido a una preferencia diferencial por la luz entre machos y hembras (Mahr et al. 2012). Por otra parte, se ha visto que las hembras de esta especie criadas en cajas nido, adelantaron el horario de actividad por la mañana durante la época de cría cuando sus nidos fueron expuestos a la luz artificial (Schlicht et al. 2014). Otro estudio sobre el Mirlo Europeo arrojó que, durante el primer año reproductivo, los individuos expuestos a la luz por la noche desarrollaron sus gónadas 3 semanas antes que las aves mantenidas hacen en la oscuridad (Dominoni et al. 2013b). Si bien, hace falta más estudios al respecto, se estima que el efecto combinado de la luz nocturna con el ruido del tráfico puede ejercer una sinergia con mayores impactos en las aves. Éste podría ser el caso de las carreteras, donde la luz artificial junto con el ruido puede adelantar la actividad de las aves hasta cinco horas por la mañana. Complementariamente, es probable que la luz amplifique los efectos del ruido y del calentamiento global sobre el apareamiento y la reproducción de las aves (Dutta 2017).

Otros cambios comportamentales

Según una revisión sobre los principales efectos de la contaminación lumínica en las aves (Richard et al. 2021) los estudios sobre los cambios comportamentales debidos a este fenómeno (como, por ejemplo: búsqueda de alimento, capacidades cognitivas, alimentación, migración y orientación, entre otras) fueron los más abundantes, representados en más del 50% de los estudios encontrados; seguidos por es-

tudios que evaluaron las consecuencias sobre la aptitud (representados en un 20.5% del total). Entre los cambios comportamentales mencionados, se ha visto que en zonas donde existe contaminación lumínica, varias especies de aves modifican su hora de canto tanto al amanecer como al atardecer (Dominoni et al. 2013a, Da Silva et al. 2015, Da Silva y Kempenaers 2017). Además, algunas aves expuestas a la contaminación lumínica prolongaron sus periodos de actividad durante la noche (Lebbin et al. 2007, Byrkjedal et al. 2012, Dominoni et al. 2014, Raap et al. 2016). Por otra parte, los efectos sobre los patrones de canto nocturno podrían no estar restringidos a las especies nocturnas exclusivamente, ya que se ha visto que las especies con actividades diurnas también presentan vocalizaciones por la noche (La 2012). Además, se observó que la contaminación lumínica también puede afectar la vigilancia nocturna de las aves, ya que los Pavos Reales (*Pavo cristatus*) expuestos a luz artificial mostraron un mayor comportamiento de vigilancia que aquellos expuestos a luz natural por la noche (Yorzinski et al. 2015). Estos cambios de comportamiento podrían resultar perjudiciales, ya que, por ejemplo, un canto más temprano podría alterar los patrones de apareamiento individuales (Kempenaers et al. 2010).

CONTAMINACIÓN LUMÍNICA EN ARGENTINA

Esta sección tiene como objetivo listar las especies de aves de Argentina que cuentan con reportes de impactos de la contaminación lumínica. Dada esa lista se discute qué otras especies de aves de Argentina también podrían ser susceptibles a la luz nocturna.

Luz artificial nocturna en la Argentina

Argentina tiene la mayor parte de su población (98.6%) bajo luz artificial nocturna (Falchi et al. 2016) debido a que la misma se concentra en las ciudades. Si observamos a nivel territorial, el 38.4% del país está libre de contaminación lumínica, el 61.6% tiene luz artificial nocturna, pero sólo el 6.1% tiene altos grados de brillo nocturno (Falchi et al. 2016). La imagen satelital nocturna de la Argentina muestra que el brillo nocturno es mayor en las ciudades grandes como la Ciudad Autónoma de Buenos Aires y sus alrededores, y es bajo en el sur del país (Fig. 1). Cerca de las Islas Malvinas se observa la mayor luminosidad en el mapa y esto se debe a las luces de alta mar provenientes de las flotas pesqueras (Fig. 1). Si bien las imágenes satelitales brindan información sobre el brillo nocturno y su intensidad, las emisiones del espectro de la luz azul son escasamente detectadas por los satélites. Este tipo de emisiones han sido descritas como las más problemáticas en términos medioambientales (Gaston y Sánchez de Miguel 2022). En consecuencia, realizar un análisis sólo a partir de esta fuente de información, podría estar omitiendo información de importancia para las aves.

Especies de aves Argentina susceptibles a la contaminación lumínica

Para identificar las especies de aves de Argentina registradas como afectadas por la contaminación lumínica, primero se realizó una búsqueda bibliográfica de estudios científicos, acotando la búsqueda a estudios en América del Sur. Para esto, se utilizaron los buscadores Google Scholar y Scopus. La búsqueda se realizó hasta agosto de 2022 en la cual se utilizó el siguiente protocolo: ((artificial light) OR (light pollution) OR (light at night) OR (night time light) AND (bird) AND (Argentina) AND (LIMIT-TO (SUBJAREA, "ENVI") OR LIMIT-TO (SUBJAREA, "AGRI")). Con el objetivo de identificar especies estudiadas de Argentina, aunque los estudios no se hayan llevado a cabo en el país, se repitió la búsqueda con cada uno de los países de América del Sur. La búsqueda se realizó tanto en inglés, como en español y portugués. En segundo lugar, se hizo una búsqueda en la página web de la Lista Roja de las Especies Amenazadas (IUCN, por sus siglas en inglés, https://www.iucnredlist.org/search), utilizando el buscador avanzado y seleccionando los siguientes filtros: Taxonomy (aves), Land Regions (South America), Threats (Light pollution). Por último, se buscaron observaciones de especies de aves afectadas por esta amenaza reportadas desde Argentina en la plataforma en línea eBird (2022).

A través de la búsqueda bibliográfica se identificaron 12 especies de aves que se distribuyen en Argentina (Tabla 2). Estas especies fueron estudiadas en un total de diez publicaciones científicas en donde se evaluaron los impactos de la contaminación lumínica en aves de América del Sur: ocho artículos científicos, una tesis y un reporte científico (de Argentina = 3, Colombia = 3, Perú = 2, Chile= 2). Los efectos descritos fueron cambios en el comportamiento de forrajeo en Charadriiformes, Strigiformes, Passeriformes, Columbiformes (Leopold et al. 2010, Ortiz 2013, Leveau 2020, Rodríguez et al. 2021), cantos más temprano a la mañana en Passeriformes (Dorado-Correa et al. 2016, Sánchez-González et al. 2021, Marín Gómez 2022) y atracción a la luz que provocó desorientación y muerte por agotamiento en Procellariiformes y Charadriifor-

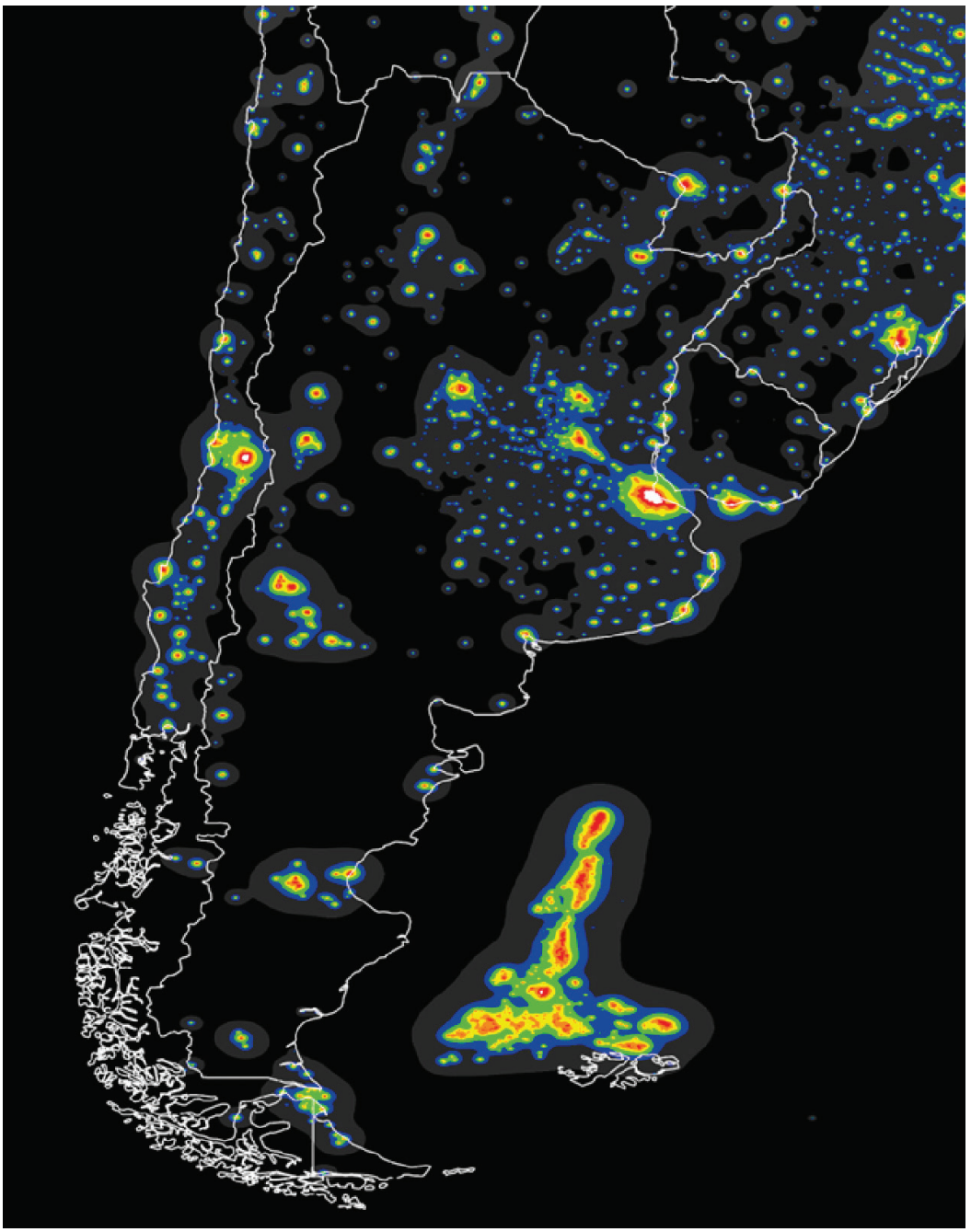


Figura 1: Mapa de luminosidad de Argentina obtenido del Atlas mundial de la luminosidad del cielo nocturno artificial. Crédito: Cinzano y Falchi (University of Padova), C. D. Elvidge (NOAA National Geophysical Data Center, Boulder). Copyright Royal Astronomical Society. Reproduced from the Monthly Notices of the RAS by permission of Blackwell Science. Descargado del sitio web http://www.lightpollution.it/dmsp/

mes (Astudillo y Encinas 2019, Silva et al. 2020, Medina Franco y Sangiorgi Monroy 2022).

El resultado de la búsqueda en la Lista Roja de la IUCN sobre contaminación lumínica mostró un total de siete especies de aves argentinas afectadas por esta amenaza, seis nuevas con respecto a la búsqueda bibliográfica (Tabla 2). Por otra parte, en la plataforma de ciencia ciudadana eBird (2022) se reportó la mortalidad de alrededor de 20 individuos de Yunco Ceja Blanca (*Pelecanoides magellani*) encontrados debajo de un faro en la localidad de Cabo Vírgenes, Santa Cruz, Argentina (Tabla 2).

La búsqueda completa incluyendo las tres fuentes de datos (búsqueda bibliográfica, IUCN, eBird) dio como

resultado un total de 19 especies de Argentina que cuentan con reportes de efectos de la luz artificial nocturna. El 79% (15 de 19) son marinas y la mayoría de ellas, son pardelas y petreles. Estas aves ya han sido identificadas en la sección "Contaminación lumínica en aves a escala mundial" como especialmente susceptibles a la contaminación lumínica (Rodríguez et al. 2019). Una de las 19 especies está en peligro crítico de extinción, el Macá Tobiano (*Podiceps gallardoi*). Esta especie es endémica de la provincia de Santa Cruz. Habita los lagos y lagunas de las mesetas de altura, y en invierno migra de noche hacia la costa atlántica en la misma provincia (Roesler 2016). Lo destacable es que su hábitat y migración está dentro de una de las provincias con menos brillo nocturno del país (Fig. 1). Si bien la IUCN no especifica qué tipo de consecuencias sufre, las fuentes de luz en su camino parecen ser suficientes para tener un efecto negativo en la especie.

Los tres estudios científicos realizados en la Argentina, investigaron sobre cambios en el comportamiento de forrajeo debido a la luz nocturna. Uno de ellos encontró que, el uso del espacio por parte de individuos de Lechucita de las Vizcacheras (*Athene cunicularia*) estuvo determinado por el alumbrado público debido a que los invertebrados de los que se alimenta esta especie son atraídos por las luminarias de la calle (Rodriguez et al. 2021). Otro de los estudios encontró que varios individuos de Gaviota Capucho Café (*Larus maculipennis*) se concentraron por la noche en un muelle iluminado en Puerto Madryn para alimentarse de pequeños animales acuáticos atraídos a la superficie por efecto de la luz (Leopold et al. 2010). El último estudio encontró que la Paloma Doméstica (*Columba livia f. domestica*) se alimentó de noche en tres grandes ciudades de Argentina, lo cual podría estar asociado a la presencia de luz artificial nocturna (Leveau 2020).

Necesidades a futuro

Con sólo tres estudios llevados a cabo en la Argentina, hay mucho por hacer para entender los efectos de la luz artificial nocturna y cuán nocivos son para la avifauna. Pero la pregunta sería ¿por dónde empezamos? Probablemente lo razonable sea por las especies que presentan algún grado de amenaza y tienen evidencias de efectos nocivos, las que tienen evidencias pero no se estudiaron aún en el país y las que aún no se han estudiado pero hay reportes y observaciones. Por ejemplo, en las secciones anteriores se destaca que la contaminación lumínica es una amenaza para muchas especies de aves marinas que están presentes en Argentina. Sin embargo, dichos trabajos fueron llevados a cabo en Chile (Rodríguez et al. 2019). Por lo tanto, aún no conocemos si esto está sucediendo en la costa y mar argentino, alertando sobre la necesidad de estudios que evalúen la problemática y su potencial gravedad en el país.

En busca de pensar qué otras especies argentinas podrían ser susceptibles a la contaminación lumínica, se puede abordar la problemática desde un punto de vista filogenético. Por ejemplo, el Macá Tobiano tiene dentro de sus amenazas a la luz artificial según la IUCN. Esta es una especie que pertenece al orden Podicipediformes y todas las especies de este orden realizan movimientos y migraciones de noche (Fjeldså 2004). Varias especies de este orden ya han sido listadas como susceptibles a la luz artificial (e.g. Adams et al. 2021) debido a colisiones nocturnas con torres o luminarias, como por ejemplo, el caso de Norteamérica con Macá Pico Grueso (*Podilymbus podiceps*) (Short y Craigie 1958, Muller y Storer 2020). Esto pone de manifiesto la necesidad de realizar estudios sobre los movimientos y migraciones totalmente desconocidos del resto de las especies de Podicipediformes de Argentina, y de evaluar la hipótesis de susceptibilidad a la luz nocturna.

La característica de migrar durante la noche, podría agrupar a especies susceptibles a sufrir efectos por la contaminación lumínica. En Argentina, además de los macaes, los procelláridos migran de noche y existen varias especies de anátidos, rálidos, charadridos, y caprimúlgidos que migran o realizan desplazamientos nocturnos y que bien podrían verse afectados por la contaminación lumínica. De hecho, ya hay trabajos y reportes sobre los efectos de la luz en especies de la mayoría de estos grupos en otras partes del mundo (e.g. Adams et al 2021). La lista de especies podría también incluir a otras familias que contienen gran número de especies migratorias, por ejemplo, a Tyrannidae que incorpora más de 60 especies migratorias (Chesser 1995, Capllonch 2018). Aunque hay evidencias de que los tiránidos podrían migrar mayormente durante el día (Stevenson y Anderson 1994). Sin embargo, desconocemos el comportamiento y momento específico de la migración para la mayoría de las especies que habitan Argentina (Faaborg et al. 2010). Indudablemente, un primer paso para abordar la problemática de la contaminación lumínica en el país requerirá profundizar en el conocimiento del comportamiento migratorio de las especies y de sus principales rutas de migración.

Tabla 1. Resultado de la búsqueda de revisiones bibliográficas realizada en la base de datos Scopus (https://www.scopus.com/) en las que se analizaron los efectos de la contaminación lumínica en aves hasta agosto de 2022. Se detallan los autores, título de la publicación, año y temática abordada.

#	Autor/es	Título	Año	Impacto abordado en la revisión
1	Adams CA, Fernández-Juricic E, Bayne EM and St Clair CC	Effects of artificial light on bird movement and distribution: a systematic map	2021	Efectos de la luz artificial sobre el movimiento y la distribución de las aves
2	Dominoni DM	The effects of light pollution on biological rhythms of birds: an integrated, mechanistic perspective	2015	Efectos de la contaminación lumínica en los ritmos biológicos de las de las especies aviares
3	Dutta H	Insights into the impacts of four current environmental problems on flying birds	2017	Impactos compuestos de cuatro grandes problemas en las aves voladoras más allá de la comprensión de sus impactos individuales: contaminación atmosférica, lumínica, acústica y calentamiento global
4	La VT	Diurnal and nocturnal birds vocalize at night: A review	2012	Potenciales factores que contribuyen a las vocalizaciones nocturnas en las aves, entre ellas la contaminación lumínica
5	Grubisic M, Haim A, Bhusal P, Dominoni DM, Gabriel KMA, Jechow A, Kupprat F, Lerner A, Marchant P, Riley W, Stebelova K, van Grunsven RHA, Zeman M, Zubidat AE and Hölker F	Light Pollution, Circadian Photoreception, and Melatonin in Vertebrates	2019	Visión general de la investigación sobre la melatonina y la luz artificial nocturna en los vertebrados
6	Renthlei Z, Borah BK and Trivedi AK	Effect of urbanization on daily behavior and seasonal functions in vertebrates	2017	Efectos de la luz artificial nocturnas en diversos procesos de los organismos, con especial énfasis en el sistema aviar
7	Hockin D, Ounsted M, Gormant M, Hillt D, Kellert V and Barker MA	Examination of the effects of disturbance on birds with reference to its importance in ecological assessments	1992	Efectos de las perturbaciones antrópicas sobre el éxito reproductivo, la elección del lugar de nidificación, la densidad de población, la estructura de la comunidad, la distribución y el uso del hábitat de las especies de aves
8	Richard FJ, Southern I, Gigauri M, Bellini G, Rojas O and Runde A	Warning on nine pollutants and their effects on avian communities	2021	Impactos de los contaminantes antropogénicos más comunes en las aves: luz, ruido, contaminación aérea, metales pesados, compuestos radiactivos, pesticidas, productos farmacéuticos, petróleo y plástico.
9	Vega CP, Zielinska-Dabkowska KM, Schroer S, Jechow A and Hölker F	A Systematic Review for Establishing Relevant Environmental Parameters for Urban Lighting: Translating Research into Practice	2022	Efectos adversos de la luz artificial nocturna sobre varios grupos de organismos, incluyendo las aves
10	Zapata MJ, Mažeika S, Sullivan P and Gray SM	Artificial Lighting at Night in Estuaries—Implications from Individuals to Ecosystems	2019	Impacto de la luz artificial nocturna en estuarios

Una evidencia asociada a efectos de la atracción a la luz y/o desorientación durante las migraciones, es encontrar individuos muertos en ciudades y alrededor de edificios (Horton et al. 2019). Estas evidencias se hacen aún más claras en lugares del mundo donde las migraciones de muchas especies son sincrónicas y nocturnas. Este es el caso de Norteamérica donde es común encontrar mortandades masivas de distintas especies alrededor de torres o estructuras iluminadas (La Sorte et al. 2022). Dado que en Argentina los movimientos y migraciones no necesariamente ocurren por la noche, ni sincrónicamente, los fenómenos de mortalidad podrían pasar más desapercibidos. Existen reportes, notas y observaciones de individuos muertos en inmediaciones de edificios en ciudades fuera de sus rutas migratorias. Por ejemplo, existen varios reportes de individuos de Burrito Enano (*Coturnicops notatus*) hallados en ciudades (Gorleri et al. 2015), especie que realiza movimientos estacionales del centro del país a la región del litoral (Bodrati 2005, Di Giacomo 2005). También existen observaciones de rálidos potencialmente atraídos por luminarias urbanas durante sus migraciones, como en el caso de Burrito Negruzco (*Porzana spiloptera*) en Taco Pozo, Chaco (ver Birard 2017), especie considerada vulnerable por la IUCN. Si bien estas observaciones son escasas, con pocos detalles y no son concluyentes sobre la causa de mortalidad, aportan potenciales indicios de efectos negativos de la urbanización sobre las aves y sería importante estudiar cuánto de eso se debe a la contaminación lumínica.

Algunas especies de aves que se encuentran comúnmente en entornos urbanos pueden cambiar su rutina diaria de canto debido a los altos niveles de contaminación lumínica (Marín Gómez 2022). Existen escasos estudios al respecto en el Neotrópico y con especies que lleguen a la Argentina. En un estudio realizado en Colombia se observó que los individuos de Jilguero Dorado (*Sicalis flaveola*) expuestos a la luz artificial nocturna comenzaron a cantar 20 minutos antes que aquellos que habitaban zonas poco iluminadas (Marín Gómez 2022). Por otra parte, otros dos estudios realizados en Chingolo (*Zonotrichia capensis*) (Dorado-Correa et al. 2016) y Churrinche (*Pyrocephalus rubinus*) (Sánchez-González et al. 2021) no encontraron efecto de la luz nocturna en sus comportamientos de canto. Aunque estos estudios se llevaron a cabo en latitudes intermedias con cambios estacionales más limitados en la duración del día, sería interesante repetirlos en latitudes altas como en Argentina. Además, podría ser de especial interés el género *Turdus*, ya que ha sido reportado que ciertas especies comienzan a cantar anticipadamente como producto de la contaminación lumínica (Da Silva y Kempenaers 2017).

RECOMENDACIONES

En los últimos años se han reportado numerosos efectos ecológicos negativos por la luz artificial y con ello, han surgido esfuerzos de mitigación. En muchos países se han desarrollado guías que promueven mejores prácticas de uso de la luz exterior (Jägerbrand y Bouroussis 2021, Oikonos-ROC-OPCC 2022). En esta sección hacemos un repaso de las buenas prácticas generales que han sido propuestas para mitigar la contaminación lumínica ecológica.

Una de las pautas básicas es usar alumbrado apuntando hacia abajo, blindado en la parte superior, evitando así, que la luz se propague hacía las distintas direcciones. Estas medidas podrían ser fácilmente implementadas en nuevas áreas urbanas y son especialmente importantes en áreas protegidas, aún más si las áreas se establecieron para preservar especies protegidas que son particularmente sensibles a la luz (Jägerbrand y Bouroussis 2021).

El tipo de fuente de luz es otro punto clave en las pautas de mitigación. Se ha propuesto el uso de la luz ámbar o amarilla para mitigar efectos sobre la fauna dado que tienen mayor eficiencia y longitudes de onda que reducen el deslumbramiento o brillo nocturno cegador (Davies et al. 2013, Longcore et al. 2018, Jägerbrand y Bouroussis 2021). Sin embargo, no es sencilla la selección de un tipo de fuente cuando el grupo foco de estudio son las aves (Adams et al. 2021). Las aves son muy sensibles a la luz y cuentan con un sistema visual complejo, el cual cuenta con cuatro conos (uno más que los mamíferos) (Osorio y Vorobyev 2008). Además muchas especies tienen una buena visión UV (Govardovski y Zueva 1977, Goldsmith 1980,) y cuentan con una percepción extraocular de la luz debido a la presencia de fotorreceptores en la glándula pineal y el cerebro (Cassone et al. 2009). En este sentido, se ha observado que la luz roja tiene un efecto más fuerte en la inducción del desarrollo gonadal que la luz blanca (Lewis y Morris 2000). En cambio, la luz verde tiene poco efecto sobre el desarrollo gonadal y es mucho más eficaz en la sincronización del reloj circadiano con la luz visible (Kumar y Rani 1996, Malik et al. 2002), por lo que la luz verde se comenzó a implementar en algunos proyectos de mitigación

Tabla 2: Especies de aves de Argentina que presentan reportes de efectos por contaminación lumínica, dentro o fuera del país. Se detalla la categoría de amenaza y la fuente de información de donde se obtuvo el registro. * https://ebird.org/argentina/checklist/S45868422

Orden	Familia	Nombre científico	Nombre común	Categoría de amenaza		Fuente
				UICN	Argentina	
Passeriformes	Thraupidae	*Sicalis flaveola*	Jilguero Dorado	Preocupación Menor	No Amenazada	Marín Gómez 2022
Charadriiformes	Scolopacidae	*Phalaropus tricolor*	Falaropo Común	Preocupación Menor	No Amenazada	Silva et al. 2020
Podicipediformes	Podicipedidae	*Podiceps gallardoi*	Macá Tobiano	Críticamente Amenazada	En Peligro Crítico	UICN
Procellariiformes	Oceanitidae	*Fregetta tropica*	Paíño Vientre Negro	Preocupación Menor	No Amenazada	UICN
Procellariiformes	Oceanitidae	*Garrodia nereis*	Paíño Gris	Preocupación Menor	Insuficientemente Conocida	UICN y Silva et al.2020
Procellariiformes	Oceanitidae	*Oceanites oceanicus*	Paíño Común	Preocupación Menor	No Amenazada	Silva et al.2020
Procellariiformes	Oceanitidae	*Fregetta grallaria*	Paíño Vientre Blanco	Preocupación Menor	No Amenazada (sp. Ocasional)	Silva et al.2020
Procellariiformes	Procellariidae	*Pterodroma incerta*	Petrel Cabeza Parda	Preocupación Menor	No Amenazada	UICN
Procellariiformes	Procellariidae	*Procellaria westlandica*	Petrel Negro	En Peligro	No Amenazada (sp. Ocasional)	UICN
Procellariiformes	Procellariidae	*Calonectris diomedea*	Pardela Grande	Preocupación Menor	No Amenazada	UICN
Procellariiformes	Procellariidae	*Puffinus puffinus*	Pardela Boreal	Preocupación Menor	No Amenazada	UICN
Procellariiformes	Procellariidae	*Halobaena caerulea*	Petrel Azulado	Preocupación Menor	No Amenazada	Silva et al.2020
Procellariiformes	Procellariidae	*Ardenna creatopus*	Pardela Patas Rosas	Vulnerable	No Amenazada (sp. Ocasional)	Silva et al. 2020
Procellariiformes	Procellariidae	*Ardenna grisea*	Pardela Oscura	Casi Amenazada	No Amenazada	Silva et al.2020
Procellariiformes	Procellariidae	*Pelecanoides urinatrix*	Yunco Común	Preocupación Menor	No Amenazada	Silva et al. 2020
Procellariiformes	Procellariidae	*Pelecanoides magellani*	Yunco Ceja Blanca	Preocupación Menor	Insuficientemente Conocida	eBird*
Charadiiformes	Laridae	*Larus maculipennis*	Gaviota Capucho Café	Preocupación Menor	No Amenazada	Leopold et al. 2010
Strigiformes	Strigidae	*Athene cunicularia*	Lechucita de las Vizcacheras	Preocupación Menor	No Amenazada	Rodriguez et al. 2021
Columbiformes	Columbidae	*Columba livia*	Paloma doméstica	Preocupación Menor	*	Leveau 2020

* No categorizada a nivel nacional por tratarse de una especie introducida.

en Chile (Silva et al. 2020). Sin embargo, la respuesta parece ser taxa-específica, lo que dificulta aún más la adopción de medidas para un conjunto amplio de especies. Pese al incremento en los estudios sobre tipos de fuentes de luz, es un tema que aún requiere más investigaciones (Adams et al. 2021)

Otra medida clave que se ha propuesto es el apagado de la luz cuando se quiere evitar el efecto de atracción a la misma, lo que puede conducir a la mortalidad (Adams et al. 2021). Dada la incomodidad que puede traer esta medida al humano, se debería implementar en los lugares y momentos claves, lo que requiere conocer no solo las especies afectadas, sino también los momentos y lugares sensibles para cada especie.

En Argentina, existe un claro vacío del conocimiento para incorporar esta medida. Por esta razón,

los esfuerzos de investigaciones futuras deberían ir en esta dirección. Un primer paso y de suma importancia es ser más eficientes para captar reportes de aves que podrían estar sufriendo un efecto de la contaminación lumínica. Por lo tanto, proponemos recolectar la información a través del siguiente link donde se pueden reportar observaciones (https://forms.gle/xgeo4M54TS7P6Sig8).

CONCLUSIONES PRINCIPALES

Las aves son uno de los grupos más afectados por la contaminación lumínica, al punto de ser un problema de conservación para muchas especies. Las revisiones publicadas hasta la fecha indican que entre las especies de aves más afectadas se encuentran las migrantes nocturnas junto con las aves marinas como pardelas y petreles. Esto es debido a que la luz puede atraerlas y provocar la desorientación de sus rutas migratorias o peor aún, la mortalidad por agotamiento. Por otra parte, efectos en el comportamiento, forrajeo y reproducción han sido descritos en el orden paseriformes en su mayoría.

Aun cuando estos efectos de la luz en la avifauna son conocidos a nivel mundial, son escasos los estudios científicos que evalúen ésta problemática en la Argentina. Teniendo en cuenta que la argentina cuenta con más de mil especies de aves, menos del 1% tiene algún estudio en la temática y este no necesariamente ha sido realizado en el país. Pese al bajo número de estudios, se pone de manifiesto que las aves de Argentina no están exentas de sufrir impactos de la luz nocturna. Aquí mostramos que existe un vacío de conocimiento sobre este tema para las aves de Argentina, que merece ser estudiado. Sin duda, hay un arduo trabajo que hacer para conocer qué especies de aves de Argentina, cuándo y en qué lugares son sensibles a la luz nocturna.

AGRADECIMIENTOS

Nos gustaría agradecer a Airam Rodriguez, Rodrigo Silva y un/a revisor/a anónimo/a por sus valiosas sugerencias y aportes al artículo, las que han ayudado a mejorarlo considerablemente.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

Adams CA, Fernández-Juricic E, Bayne EM y St Clair CC (2021) Effects of artificial light on bird movement and distribution: a systematic map.*Environmental Evidence,* 10:1-28

Astudillo EA y Encinas VG (2019) Problemática de la contaminación lumínica en la región de Tarapacá y su efecto en golondrinas de mar. *Red de Voluntarios Rescate Golondrinas de Mar Iquique,* 153-169

Atchoi E, Mitkus M y Rodríguez A (2020) Is seabird light-induced mortality explained by the visual system development? *Conservation Science and Practice* 2:e195

Bennie J, Duffy JP, Davies TW, Correa-Cano ME y Gaston KJ (2015) Global trends in exposure to light pollution in natural terrestrial ecosystems. *Remote Sensing* 7:2715–2730

Berson DM, Dunn FA y Takao M (2002) Phototransduction by retinal ganglion cells that set the circadian clock. *Science* 295:1070–1073

Birard J (2017) eBird checklist: https://ebird.org/checklist/S36679219. eBird: An online database of bird distribution and abundance (web application). eBird, Ithaca (URL: http://www.ebird.org)

Bodrati A (2005) Notas sobre la avifauna del Parque Nacional Chaco, el Parque Provincial Pampa del Indio y otros sectores de la Provincia de Chaco, Argentina. *Nuestras Aves* 49:15–23

Byrkjedal I, Lislevand T y Vogler S (2012) Do passerine birds utilise artificial light to prolong their diurnal activity during winter at northern latitudes? *Ornis Norvegica* 35:37–42

Capllonch P (2018) Un panorama de las migraciones de aves en Argentina. *El Hornero* 33:01–18

Cassone VM, Paulose JK, Whitfield-Rucker MG y Peters JL (2009) Time's arrow flies like a bird: two paradoxes for avian circadian biology. *General and Comparative Endocrinology* 163:109–116

Chesser R (1995) *Biogeographic, ecological, and evolutionary aspects of South American austral migration, with special reference to the family Tyrannidae*. Louisiana State University and Agricultural & Mechanical College

Cinzano P, Falchi F y Elvidge CD (2001) The first World Atlas of the artificial night sky brightness. *Monthly Notices of the Royal Astronomical Society* 328:689-707

Da Silva A y Kempenaers B (2017) Singing from North to South: latitudinal variation in timing of dawn singing under natural and artificial light conditions. *Journal of Animal Ecology* 86:1286–1297

Da Silva A, Valcu M y Kempenaers B (2015) Light pollution alters the phenology of dawn and dusk sin-

ging in common European songbirds. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 370:20140126

DAVIES TW, BENNIE J, INGER R, DE IBARRA NH Y GASTON KJ (2013) Artificial light pollution: are shifting spectral signatures changing the balance of species interactions? *Global Change Biology* 19:1417–1423

DI GIACOMO AG (2005) Aves de la Reserva El Bagual. In: Historia natural y paisaje de la Reserva El Bagual, Provincia de Formosa, Argentina (Di Giacomo AG y Krapovickas SF, eds), pp. 201–465. Aves Argentinas/ Asociación Ornitológica del Plata, Buenos Aires.

DIEHL RH (2013) The airspace is habitat. *Trends in ecology & evolution* 28:377-379

DOMINONI DM (2015) The effects of light pollution on biological rhythms of birds: an integrated, mechanistic perspective. *Journal of Ornithology* 156:409-418

DOMINONI DM, CARMONA-WAGNER EO, HOFMANN M, KRANSTAUBER B Y PARTECKE J (2014) Individual-based measurements of light intensity provide new insights into the effects of artificial light at night on daily rhythms of urban-dwelling songbirds. *Journal of Animal Ecology* 83:681-692

DOMINONI DM, HELM B, LEHMANN M, DOWSE HB Y PARTECKE J (2013b) Clocks for the city: circadian differences between forest and city songbirds. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 280:20130593

DOMINONI DM, QUETTING M Y PARTECKE J (2013a) Artificial light at night advances avian reproductive physiology. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 280:20123017

DORADO-CORREA AM, RODRÍGUEZ-ROCHA M Y BRUMM H (2016) Anthropogenic noise, but not artificial light levels predicts song behaviour in an equatorial bird. Royal Society Open Science 3:160231

DUTTA H (2017) Insights into the impacts of four current environmental problems on flying birds. *Energy, Ecology and Environment* 2:329-349

EBIRD (2022) Ebird: An online database of bird distribution and abundance (web application). eBird, Cornell Lab of Ornithology, Ithaca (URL: http://www.ebird.org)

FAABORG J, HOLMES RT, ANDERS AD, BILDSTEIN KL, DUGGER KM, GAUTHREAUX JR SA, HEGLUND P, HOBSON KA, JAHN AE, JOHNSON DH, LATTA SC, LEVEY DJ, MARRA PP, MERKORD CL, NOL E, ROTHSTEIN SI, SHERRY TW, SILLETT TS, THOMPSON III FR, WARNOCK N (2010) Recent advances in understanding migration systems of New World Landbirds. *Ecological Monographs* 80:3–48

FALCHI F, CINZANO P, DURISCOE D, KYBA CC, ELVIDGE CD, BAUGH K, PORTNOV BA, RYBNIKOVA NA Y FURGONI R (2016) The new world atlas of artificial night sky brightness. *Science Advances* 2:1-22

FJELDSÅ J (2004) *Bird families of the world: the grebes*. Lynx Edicions. Barcelona.

GASTON KJ Y SÁNCHEZ DE MIGUEL A (2022) Environmental impacts of artificial light at night. *Annual Review of Environment and Resources* 47:373-398

GOLDSMITH TH (1980) Hummingbirds see near ultraviolet light. *Science* 207: 786-788

GORLERI F, EARNSHAW A, ARETA JI, JUSZCZUK D, FERRARI C Y HENSCHKE C (2015) Hallazgos novedosos del Burrito Enano (*Coturnicops notatus*) en la Argentina. *XVI Reunión Argentina de Ornitología*, La Plata. Disponible en Zenodo: https://doi.org/10.5281/zenodo.6685735.

GOVARDOVSKII VI Y ZUEVA LV (1977) Visual pigments of chicken and pigeon. *Vision research* 17:537-543

GRIMM NB, FAETH SH, GOLUBIEWSKI NE, REDMAN CL, WU J, BAI X Y BRIGGS JM (2008) Global change and the ecology of cities. *Science* 319:756-760

GRUBISIC M, HAIM A, BHUSAL P, DOMINONI DM, GABRIEL KM, JECHOW A, KUPPRAT F, LERNER A, MARCHANT P, RILEY W, STEBELOVA K, VAN GRUNSVEN RHA, ZEMAN M, ZUBIDAT AE Y HÖLKER F (2019) Light pollution, circadian photoreception, and melatonin in vertebrates. *Sustainability* 11:6400

HOCKIN D, OUNSTED M, GORMAN M, HILL D, KELLER V Y BARKER MA (1992) Examination of the effects of disturbance on birds with reference to its importance in ecological assessments. *Journal of Environmental Management* 36:253-286

HORTON KG, NILSSON C, VAN DOREN BM, LA SORTE FA, DOKTER AM Y FARNSWORTH A (2019) Bright lights in the big cities: migratory birds' exposure to artificial light. *Frontiers in Ecology and the Environment* 17: 209-214

JÄGERBRAND AK Y BOUROUSSIS CA (2021) Ecological impact of artificial light at night: effective strategies and measures to deal with protected species and habitats. *Sustainability* 13:5991

JOHNSTON DW Y HAINES TP (1957) Analysis of Mass Bird Mortality in October, 1954. *The Auk* 74:447-458

DE JONG M, JENINGA L, OUYANG JQ, VAN OERS K, SPOELSTRA K Y VISSER ME (2016) Dose-dependent responses of avian daily rhythms to artificial light at night. *Physiology & Behavior* 155:172-179

DE JONG M, OUYANG JQ, DA SILVA A, VAN GRUNSVEN RH, KEMPENAERS B, VISSER ME Y SPOELSTRA K (2015) Effects of nocturnal illumination on life-history decisions and fitness in two wild songbird species. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 370:20140128

KEMPENAERS B, BORGSTRÖM P, LOËS P, SCHLICHT E Y VALCU M (2010) Artificial night lighting affects dawn song, extra-pair siring success, and lay date in songbirds. *Current Biology* 20:1735-1739

Kumar V y Rani S (1996) Effects of wavelength and intensity of light in initiation of body fattening and gonadal growth in a migratory bunting under complete and skeleton photoperiods. *Physiology & behavior* 60:625-631

Kyba CCM, Kuester T, Sánchez de Miguel A, Baugh K, Jechow A, Hölker F, Bennie J, Elvidge CD, Gaston KJ y Guanter L (2017). Artificially lit surface of Earth at night increasing in radiance and extent. *Science Advances* 3:e1701528

La Sorte FA, Horton KG, Johnston A, Fink D y Auer, T (2022) Seasonal associations with light pollution trends for nocturnally migrating bird populations. *Ecosphere* 13:e3994

La VT (2012) Diurnal and nocturnal birds vocalize at night: a review. *The Condor* 114:245-257

Lambertucci SA, Shepard EL y Wilson RP (2015) Human-wildlife conflicts in a crowded airspace. *Science* 348:502-504

Lebbin DJ, Harvey M, Lenz TC, Andersen MJ y Ellis JMS (2007) Nocturnal migrants foraging at night by artificial light. The Wilson Journal of. Ornitholology 119:506–508

Leopold MF, Philippart CJ y Yorio PO (2010) Nocturnal feeding under artificial light conditions by Brown-hooded Gull (*Larus maculipennis*) in Puerto Madryn harbour (Chubut Province, Argentina). *El Hornero* 25:55-60

Leveau LM (2020) Artificial light at night (ALAN) is the main driver of nocturnal feral pigeon (*Columba livia f. domestica*) foraging in urban areas. *Animals* 10:554

Lewis PD y Morris TR (2000) Poultry and coloured light. *World's Poultry Science Journal* 56:189-207

Longcore T y Rich C (2004) Ecological Light Pollution. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2:191

Longcore T, Rich C, Mineau P, MacDonald B, Bert DG, Sullivan LM, Mutrie E, Gauthreaux SA, Avery ML. Crawford RL, Manville AM, Travis ER y Drake, D (2013) Avian mortality at communication towers in the United States and Canada: which species, how many, and where? *Biological Conservation* 158:410-419

Longcore T, Rodríguez A, Witherington B, Penniman JF, Herf L, Herf M (2018) Rapid assessment of lamp spectrum to quantify ecological effects of light at night. *Journal of Experimental Zoology Part A: Ecological and Integrative Physiology* 329:511-521

Mahr K, Griggio M, Granatiero M y Hoi H (2012) Female attractiveness affects paternal investment: experimental evidence for male differential allocation in blue tits. *Frontiers in Zoology* 9:1-8

Malik, S., Rani, S., & Kumar, V. (2002). The influence of light wavelength on phase-dependent responsiveness of the photoperiodic clock in migratory black headed bunting. *Biological rhythm research* 33:65-73.

Marín Gómez OH (2022) Artificial light at night drives earlier singing in a Neotropical bird. *Animals* 12:1015

Mckinney ML (2002) Urbanization, biodiversity, and conservation. *Bioscience* 52:883–890

Medina franco RA y Sangiorgi Monroy P (2022) Efecto de la contaminación lumínica en colonias reproductivas de la golondrina de mar negra (*Oceanodroma markhami*) y la golondrina de mar peruana (*Oceanodroma tethys kelsalli*), en Perú. Tesis, Universidad peruana Cayetano Heredia, Facultad de Ciencias y Filosofía "Alberto Cazorla Talleri", Lima, Perú

Muller MJ y Storer RW (2020) Pied-billed Grebe (*Podilymbus podiceps*), version 1.0. In Birds of the World por Poole AF y Gill FB. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA

Oikonos-ROC-OPCC (2022) Guía para una iluminación amigable con aves marinas en Chile

Ortiz C (2013) Nocturnal feeding of the Chiguanco Thrush Turdus Chiguanco (Turdidae) under artificial light. *The Biologist* 11:331-332

Osorio D y Vorobyev M (2008) A review of the evolution of animal colour vision and visual communication signals. *Vision research* 48:2042-2051

Poot H, Ens BJ, de Vries H, Donners MAH, Wernand MR y Marquenie JM (2008) Green light for nocturnally migrating birds. *Ecology and Society* 13:47

Raap T, Pinxten R y Eens M (2016) Artificial light at night disrupts sleep in female great tits (*Parus major*) during the nestling period, and is followed by a sleep rebound. *Environmental Pollution* 215:125–134

Rich C y Longcore T (2013) *Ecological consequences of artificial night lighting*. Island Press

Richard FJ, Gigauri M, Bellini G, Rojas O y Runde A (2021) Warning on nine pollutants and their effects on avian communities. *Global Ecology and Conservation* 32:e01898

Rodrigo-Comino J, Seeling S, Seeger MK y Ries JB (2021) Light pollution: A review of the scientific literature. *The Anthropocene Review* 1–26

Rodríguez A, Arcos JM, Bretagnolle V, Dias MP, Holmes ND, Louzao M, Provencher J, Raine AF, Ramírez F, Rodríguez B, Ronconi RA, Taylor RS, Bonnaud E, Borrelle SB, Cortés V, Descamps S, Friesen VL, Genovart M, Hedd A, Hodum P, Humphries GRW, Le Corre M, Lebarbenchon C, Martin R, Melvin EF, Montevecchi WA, Pinet P, Pollet IL, Ramos R, Russell JC, Ryan PG, Sanz-Aguilar A, Spatz DR, Travers M, Votier SC, Wanless RM, Woehler E y Chiaradia, A (2019) Future directions in conservation research on petrels and shearwaters. *Frontiers in Marine Science* 94

RODRÍGUEZ A, HOLMES ND, RYAN PG, WILSON KJ, FAULQUIER L, MURILLO Y, RAINE AF, PENNIMAN JF, NEVES V, RODRIGUEZ B, NEGRO JJ, CHIARADIA A, DANN P, ANDERSON T, METZGER B, SHIRAI M, DEPPE L, WHEELER J, HODUM P, GOUVEIA C, CARMO V, CARREIRA GP, DELGADO-ALBURQUEQUE L, GUERRA-CORREA C, COUZI FX, TRAVERS M Y CORRE ML (2017) Seabird mortality induced by land-based artificial lights. *Conservation Biology* 31:986-1001

RODRÍGUEZ A, OROZCO-VALOR PM Y SARASOLA JH (2021) Artificial light at night as a driver of urban colonization by an avian predator. *Landscape Ecology* 36:17-27

ROESLER CI (2016) Conservación del Macá Tobiano (*Podiceps gallardoi*): factores que afectan la viabilidad de sus poblaciones. Tesis doctoral, Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires

ROWAN W (1937) Effects of traffic disturbance and night illumination on London starlings. *Nature* 139:668–669

SÁNCHEZ-GONZÁLEZ K, AGUIRRE-OBANDO OA Y RÍOS-CHELÉN AA (2021) Urbanization levels are associated with the start of the dawn chorus in vermilion flycatchers in Colombia. *Ethology, Ecology & Evolution* 33:377–393

SCHLICHT L, VALCU M, LOËS P, GIRG A Y KEMPENAERS B (2014) No relationship between female emergence time from the roosting place and extrapair paternity. *Behavioral Ecology* 25:650-659

SHORT HL Y CRAIGIE DE (1958) Pied-billed Grebes mistake highway for water. *The Auk* 75:473-474

SILVA R, MEDRANO F, TEJEDA I, TERÁN D, PEREDO R, BARROS R, COLODRO V, GONZÁLEZ P, GONZÁLEZ V, GUERRA-CORREA C, HODUM P, KEITT B, LUNA-JORQUERA G, MALINARICH V, MALLEA G, MANRÍQUEZ P, NEVINS H, OLMEDO B, PÁEZ-GODOY J, DE RODT G, ROJAS F, SANHUEZA P, SUAZO CG, TORO F Y TORO-BARROS B (2020) Evaluación del impacto de la contaminación lumínica sobre las aves marinas en Chile: Diagnóstico y propuestas. *Ornitología Neotropical* 31:13-24

SPOELSTRA K Y VISSER ME (2014) The impact of artificial light on avian ecology. En: *Avian Urban Ecology* por Diego Gil and Henrik Brumm, Oxford University Press

STEVENSON HM Y ANDERSON BH (1994) The Birdlife of Florida. University of Florida Press, Gainesville

TITULAER M, SPOELSTRA K, LANGE CY Y VISSER ME (2012) Activity patterns during food provisioning are affected by artificial light in free living great tits (*Parus major*). PLoS One 7:e37377

VAN DOREN BM, HORTON KG, DOKTER AM, KLINCK H, ELBIN SB, Y FARNSWORTH A (2017) High-intensity urban light installation dramatically alters nocturnal bird migration. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 114:11175-11180

YORZINSKI JL, CHISHOLM S, BYERLEY SD, COY JR, AZIZ A, WOLF JA Y GNERLICH AC (2015) Artificial light pollution increases nocturnal vigilance in peahens. *PeerJ* 3:e1174

ZAPATA MJ, SULLIVAN SMP Y GRAY SM (2019) Artificial lighting at night in estuaries—Implications from individuals to ecosystems. *Estuaries and Coasts* 42:309-330

Metodologías y ayudas en Investigación

APLICANDO TÉCNICAS DE BIOACÚSTICA A ESTUDIOS DE ORNITOLOGÍA URBANA: GUÍA Y RECOMENDACIONES

Rocío Bahía[1*], Sergio A. Lambertucci[1], y Karina L. Speziale[1]

[1] Grupo de Investigaciones en Biología de la Conservación (GRINBIC), Laboratorio Ecotono, INIBIOMA, Universidad Nacional del Comahue - CONICET, Quintral 1250 (R8400FRF), San Carlos de Bariloche, Argentina.
*rocio.bahia@comahue-conicet.gob.ar

Resumen.- Una de las principales maneras de comunicarse de las aves, a través de la emisión de sonidos o vocalizaciones, puede verse afectada por los sonidos derivados de las actividades antrópicas. Estos disturbios (ruidos) interfieren en la comunicación pudiendo afectar la identificación de pares, los procesos reproductivos, la defensa de los territorios e, incluso, la composición y diversidad de las comunidades de aves. Las urbanizaciones son fuente de alta emisión de ruidos antropogénicos y constituyen ambientes sonoros complejos para las aves. La bioacústica, a través del monitoreo acústico pasivo (MAP), es una de las herramientas en auge y con numerosas ventajas que resultan particularmente útiles en estudios de ecología urbana. El MAP es un método no invasivo y eficiente que permite obtener información de forma autónoma, continua, simultánea y en diversas condiciones ambientales. A pesar de esto, resulta una herramienta aún poco explotada en los países del Neotrópico. Realizamos una descripción metodológica mostrando las potencialidades del MAP en investigaciones de aves y, particularmente en aquellas que ocurren en ambientes urbanos y/o peri-urbanos. Para esto realizamos una revisión no sistemática de la bibliografía existente, resumiendo nociones básicas del sonido y su proceso de grabación, opciones de micrófonos y grabadores asociados al MAP, diseños de muestreo, programas de análisis e índices acústicos. También, presentamos ejemplos de estudios nuestros sobre el MAP en ambientes urbanos de la Patagonia. Resaltamos el valor de esta herramienta de estudio para investigaciones a largo plazo, en sitios complejos de estudiar, para programas de monitoreo y proyectos de conservación.

Palabras clave: *aves, bioacústica, conservación, ecología urbana, herramienta de investigación, monitoreo acústico pasivo, paisaje sonoro, tecnología*

Abstract.- APPLYING BIOACOUSTIC TECHNIQUES TO URBAN ORNITHOLOGY STUDIES: GUIDELINES AND RECOMMENDATIONS. One of the main ways birds communicate, through the emission of sounds or vocalizations, can be affected by sounds produced by human activities in urban areas. These noises or disturbances interfere with bird communication, affecting mate identification, reproductive processes, territory defense, and even bird community richness and diversity. In this way, urban areas constitute complex sound environments for birds. Bioacoustics, through passive acoustic monitoring (PAM), is a growing tool with numerous advantages especially useful for urban ecology studies. PAM is a non-invasive and effective method for obtaining information autonomously, continuously, simultaneously and under various environmental conditions. Despite this, it is still an under-exploited tool in Neotropical countries. We here provide a methodological description showing the potential of PAM in bird research, particularly for birds living in urban and/or peri-urban environments. To this end, we conducted a non-systematic review of the existing literature presenting basic notions of sound and its recording process, options of microphone and recorders associated with the PAM, sampling designs, analyzes programs, and acoustic indexes. We also present examples of our research on monitoring urban environments in Patagonia. We highlight the value of this study tool for long-term research, complex study sites, monitoring programs and conservation projects.

Keywords: *bioacoustics, birds, conservation, passive acoustic monitoring, research tool, soundscape, technology, urban ecology*

Recibido: 14 de julio de 2022; Aceptado: 28 de diciembre de 2022

Los procesos de urbanización generan cambios importantes en el paisaje y los ecosistemas, constituyendo una de las principales amenazas para la biodiversidad (Hansen et al. 2005, Kowarik 2011). El aumento de la urbanización conduce a una disminución de las poblaciones de fauna silvestre que no logran adaptarse a las nuevas condiciones impuestas por estos entornos modificados (Chace y Walsh 2006, Aronson et al. 2014). Sin embargo, al mismo tiempo, las ciudades constituyen ecosistemas novedosos donde las especies logran interactuar aprovechando los nuevos nichos ecológicos y recursos disponibles (e.g., alimento, refugio, sitios de nidificación) manteniendo poblaciones estables (Aronson et al. 2014, Gil y Brumm 2014, Fischer et al. 2015, Bahia et al. 2021). Por ejemplo, dentro de las ciudades, un hábitat que puede ser muy usado por las aves son los parques y jardines, sobre todo son bien manejados (Goddard et al. 2020, Gonçalves et al. 2021, Elizalde y Lambertucci 2022). Dado al crecimiento acelerado de las urbanizaciones, es fundamental llevar adelante investigaciones y proyectos de monitoreo de la fauna que habita allí (Garaffa et al. 2009).

Las urbanizaciones constituyen ambientes sonoros complejos para las aves ya que las actividades antrópicas implican la emisión de ruidos que afectan la comunicación de muchas especies (Brumm 2004, Brumm y Slabbekoorn 2005). Cuando existe superposición en el espectro temporal y de frecuencia del ruido antropogénico con los sonidos de las aves, se produce un efecto de enmascaramiento que puede inhibir directamente la percepción de las señales acústicas emitidas por las aves (Gomes et al. 2022). Dado que la frecuencia del ruido antrópico ocurre entre 0–3 kHz alcanzando máximos de 8 kHz (McClure et al. 2013), muchas aves pueden resultar afectadas, particularmente aquellas que vocalizan a bajas frecuencias (e.g., aves de la familia Columbidae, Strigidae y algunos paseriformes) (Brumm y Slabbekoorn 2005, Slabbekoorn y den Boer-Visser 2006). Por otro lado, muchas aves realizan modificaciones en sus vocalizaciones para lograr mantener la comunicación sonora a pesar del ruido antrópico (e.g., aumento de frecuencia mínima, modificaciones en la duración de la sílaba) (Slabbekoorn y den Boer-Visser 2006, Slabbekoorn y Ripmeester 2008). Esto puede impactar en muchos procesos como la identificación de pares, la defensa territorial, los despliegues sexuales y el éxito reproductivo (Brumm 2004, Nemeth et al. 2013, Gil et al. 2015). Así, estos nuevos ecosistemas urbanos presentan desafíos a las aves que habitan allí e interesantes temáticas de investigación mediante el monitoreo acústico.

La bioacústica es el estudio del comportamiento de las señales sonoras producidas por los seres vivos y puede ser muy útil para realizar investigaciones sobre aves a diferentes escalas espacio-temporales (Snaddon et al. 2013, Sueur y Farina 2015). Por un lado, permite identificar y caracterizar los sonidos de las especies contribuyendo a determinar presencia/ausencia de individuos, distribución y algunos comportamientos (Baker y Logue 2007, Sebastián-González et al. 2015). Pero también, las investigaciones en bioacústica pueden orientarse a la ecología, estudiando poblaciones (e.g., abundancia, ocupación, movimientos migratorios) (Borker et al. 2014, Petrusková et al. 2016, Chambert et al. 2018), comunidades de especies (e.g., riqueza y diversidad) (Fontana et al. 2011, Wimmer et al. 2013) e incluso, paisajes sonoros (Pijanowski et al., 2011).

Dentro de la ecología acústica, el estudio de paisajes sonoros se enfoca en el análisis de los sonidos de los ecosistemas diferenciando sus componentes: la geofonía (i.e., aquel derivado de los elementos geológicos, como un arroyo o río), la biofonía (i.e., proveniente de los seres vivos) y la antropofonía (i.e., proveniente de las actividades antrópicas) (Pijanowski et al. 2011, Darras et al. 2016, Frommolt 2017). En este sentido, el monitoreo acústico es una herramienta reciente y con numerosas ventajas para desarrollar investigaciones en ambientes urbanos (Snaddon et al. 2013). Considerando el crecimiento de las urbanizaciones, los estudios de bioacústica asociados a la ecología urbana resultan particularmente interesantes y novedosos, a la vez que su uso está aumentando en todo el mundo (Brumm 2004, Nemeth et al. 2013, Gasc et al. 2017).

En particular, *el monitoreo acústico pasivo* (MAP, de aquí en adelante) utiliza grabadores autónomos que registran los sonidos ambientales, cuyos análisis posteriores permiten detectar la presencia de organismos a través de sus vocalizaciones y extraer diferente tipo de información (Blumstein et al. 2011, Shonfield y Bayne 2017, Sugai et al. 2019). Además, es importante destacar que el MAP es un método no invasivo y eficiente que permite obtener información de forma autónoma, continua, simultánea y en diversas condiciones ambientales (Laiolo 2010, Pérez-Granados y Schuchmann 2020). Así, permite llevar adelante investigaciones o monitoreos a gran escala y a largo plazo, reduciendo el esfuerzo de muestreo a campo y ayudando a la continuidad de proyectos de conservación (Laiolo 2010, Blumstein et al. 2011, Ribeiro et al. 2017). Por ejemplo, es útil para estimar riqueza de aves (Darras et al. 2018) así como densidad de aves a partir de las grabaciones

de sus vocalizaciones (Pérez-Granados y Traba 2021). El MAP es también una opción interesante para el estudio de especies crípticas (Lambert y McDonald 2014), especies de aves cuyo hábitat es de difícil acceso para el investigador o es logísticamente difícil detectar e identificar especies locales (e.g., bosques tropicales) (Borker et al. 2014), así como para estudiar comunidades compuestas por aves que vocalizan de manera amplia (i.e., organismos cuyas vocalizaciones varían según el sexo cantos compuestos por diferentes componentes como sílabas y/o frases) (Gil et al. 2015). En ambientes urbanos, el MAP permite desarrollar investigaciones asociadas a la distribución, el uso del espacio y la diversidad de aves (Chambert et al. 2018, Harding et al. 2019). De igual manera, es una herramienta muy valiosa para estudiar y monitorear eficientemente los impactos potenciales que las urbanizaciones pueden tener sobre las vocalizaciones de las aves y sus comportamientos a lo largo del tiempo (Wood y Yezerinac 2006, Hu y Cardoso 2010, Nemeth et al. 2013, Sayers II et al. 2019).

El uso del MAP para estudios ecológicos es relativamente reciente y ha crecido bastante en la última década asociado al desarrollo de nuevos hardwares y softwares que permiten almacenar y analizar grandes bases de datos provenientes de las grabaciones (Sugai et al. 2019). A pesar de que existen algunas investigaciones que utilizan el MAP como herramienta de estudio en países del Neotrópico (e.g. Deichmann et al. 2017, Pérez-Granados y Schuchmann 2020), la mayoría de ellas aún se desarrollan en los países denominados como del Norte Global, y las publicaciones se realizan en inglés. Nuestro objetivo en este trabajo es presentar una ayuda metodológica sobre las potencialidades del MAP en investigaciones de aves basada en una revisión no sistemática de trabajos, y en nuestra propia experiencia, que incentive la utilización de esta herramienta en los estudios de ornitología urbana. Pondremos especial foco en la realización de estudios con aves que habitan ambientes urbanos y/o peri-urbanos. Primero presentaremos nociones básicas del sonido y del proceso de grabación. Luego presentaremos diferentes diseños de muestreo, programas de análisis e índices acústicos. Por último, daremos ejemplos de nuestras investigaciones de MAP en ambientes urbanos de la Patagonia.

NOCIONES BÁSICAS DEL SONIDO Y DEL PROCESO DE GRABACIÓN

Los sensores acústicos utilizados en el MAP generalmente consisten en una combinación de un micrófono y un grabador diseñados para detectar y registrar los sonidos ambientales. El micrófono capta las señales generadas cuando las aves emiten sonidos, los cuales se propagan como energía vibratoria (ondas). Estas señales son transformadas a energía eléctrica a través del proceso de grabación para luego ser digitalizadas (i.e., transformar el sonido a un archivo de formato digital que luego puede ser analizado) (Fig. 1).

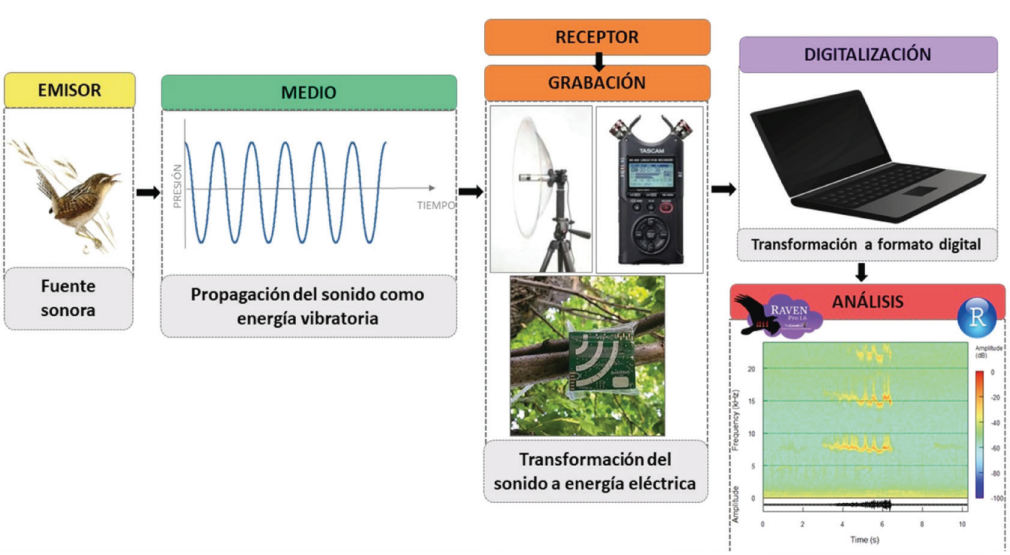


Figura 1. Descripción del proceso de grabación del sonido. El ave (emisor) es la fuente sonora. Su vocalización/sonido se desplaza en el medio en forma de ondas que son captadas por un receptor, que puede ser un micrófono o un grabador (con un micrófono interno). En esta etapa se produce la grabación, es decir, la transformación de la energía vibratoria a energía eléctrica. Una vez que el sonido es grabado, debe ser digitalizado, es decir, transformado a un formato digital (*.wav, .mp3, .mp4, .flac*). De esta manera, quedará disponible para realizar diferentes análisis bioacústicos con programas como Raven, Audacity o diferentes paquetes de R (ver Tabla 2).

Micrófonos

La elección del micrófono dependerá del objetivo de estudio, de las características de cada micrófono y del ambiente en el cual se desarrolle el estudio. Aunque existen micrófonos más sensibles que otros, y con mayor radio de detección, la captación de los sonidos producidos por las aves depende de varios aspectos.

En principio, la detectabilidad de los micrófonos (i.e., capacidad de captar sonidos) está determinada por dos características: la sensitividad o patrón polar (i.e., capacidad de captar sonidos en una o más direcciones) y la respuesta de frecuencia (i.e., sensibilidad del micrófono dentro del espectro de frecuencias). Según su sensitividad, los micrófonos pueden ser direccionales u omnidireccionales. Los direccionales tienen mayor sensitividad en una dirección y son utilizados para caracterizar una vocalización o localizar individuos (e.g., Mendes et al. 2011, León et al. 2014). Mientras que, los omnidireccionales tienen igual sensitividad de captación de sonidos en todas las direcciones. En la actualidad, la mayoría de grabadores autónomos contienen micrófonos omnidireccionales que suelen ser utilizados en monitoreos poblacionales, estudios de comunidades y/o de paisajes sonoros (Pijanowski et al. 2011, Figueira et al. 2015, de Magalhães Tolentino et al. 2018). Según su respuesta de frecuencia, los micrófonos están diseñados para ser más sensibles en ciertas frecuencias de onda, por lo que la elección del micrófono dependerá de la frecuencia sonora de los organismos a estudiar. Para las aves, se necesitan micrófonos con una respuesta de frecuencia lo más uniforme posible (i.e., manteniendo en cada dirección la misma respuesta de frecuencia), configurada en el espectro audible (20-20 000 Hz) para alcanzar una adecuada detectabilidad de las aves.

Además de la sensitividad y respuesta de frecuencia propia de cada micrófono, la detectabilidad está influida por: las propiedades intrínsecas del sonido emitido por el ave (amplitud y frecuencia), los factores ambientales (e.g., lluvia, humedad, temperatura), y el paisaje (e.g., cobertura vegetal, relieve, infraestructuras) (Darras et al. 2016). En principio, dado que el sonido se propaga en el ambiente a través de ondas caracterizadas por cierta amplitud y frecuencia, comprender su comportamiento puede dar una aproximación de la distancia que recorre el sonido y a la cual podrá ser detectado por un micrófono. La amplitud describe el desplazamiento de una partícula con respecto al nivel de presión normal y se relaciona con la cantidad de energía transmitida por las ondas (i.e., intensidad del sonido). A medida que las ondas viajan a lo largo del ambiente, la energía del sonido se disipa, las ondas se atenúan y la amplitud de las ondas disminuye (Bradbury y Vehrencamp 2011). Por tanto, las aves que vocalizan a mayores amplitudes pueden ser detectadas a mayor distancia que las que lo hacen a bajas amplitudes. Este comportamiento diferencial de las ondas sonoras también depende de la frecuencia. La frecuencia es el número de vibraciones completas por segundo que efectúa la fuente del sonido y que se transmite en las ondas, dicho de otra manera, es el número de ciclos completados por segundo y se mide en Hertz (Fig. 2). La mayoría de aves vocalizan en el rango de frecuencia de 1 a 6 kHz, aunque esto varía entre especies (Catchpole y Slater 2003). Aquellas que vocalizan a bajas frecuencias tienen una menor atenuación de sus señales sonoras que las que vocalizan a frecuencias mayores. Esto implica que, si dos especies de aves vocalizan a igual amplitud, pero con frecuencias diferentes, la especie que vocalice a menor frecuencia podrá ser detectada a mayor distancia (Bradbury y Vehrencamp 2011, Darras et al. 2016).

Paralelamente, las condiciones ambientales tanto climáticas (e.g., temperatura, presión y humedad) como de estructura del ecosistema afectan la distancia a la cual viajan las ondas sonoras. Hábitats boscosos, paisajes con acantilados y estructuras rocosas, así como ambientes urbanos, presentan una mayor disipación de las ondas sonoras disminuyendo así la detectabilidad de las aves (Darras et al. 2016, Priyadarshani et al. 2018). Comprender estos factores permite determinar una distancia aproximada a la cual se debería colocar los micrófonos o grabadores de la fuente de sonido para obtener mejores resultados.

Finalmente, según el objetivo de estudio, podemos optar por un micrófono externo o uno integrado al grabador. Para una buena calidad de sonido y caracterización de los mismos se recomienda uno externo, con posibilidad de aumentar la sensibilidad y la captación de sonidos. Para ello se suelen usar micrófonos muy precisos y accesorios que permiten aislar el sonido ante inclemencias del medio (Caycedo-Rosales et al. 2013). En cambio, en estudios a gran escala que requieren cubrir una gran superficie se necesitará colocar un gran número de grabadores, por lo que resultan más útiles aquellos dispositivos que tienen micrófono interno o integrado (Tabla 1). Estos tipos de micrófonos suelen ser más estables, tener resistencia al ruido mecánico y una buena res-

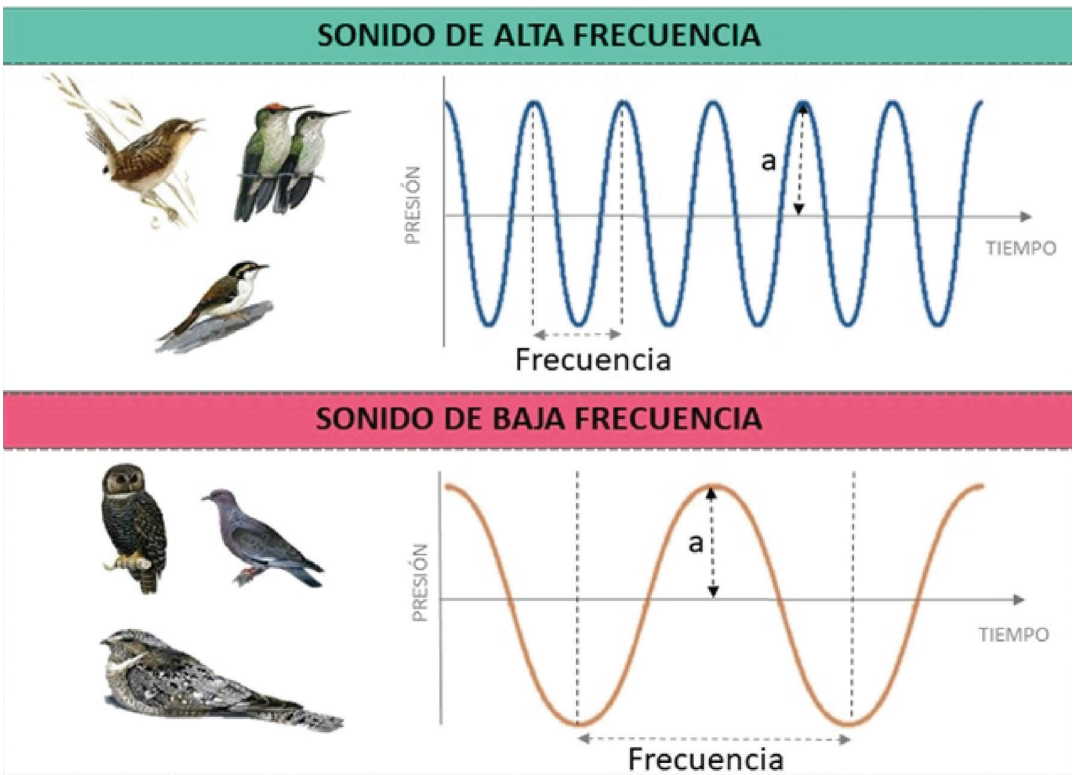


Figura 2. Representación de ondas sonoras de alta y baja frecuencia. Los ejemplos de aves son a modo representativo de algunas familias de aves que pueden tener dichas frecuencias en sus vocalizaciones (aunque hay variaciones entre especies de aves y entre organismos de la misma especie). También se puede observar la amplitud (a), que en este ejemplo es de igual magnitud en ambos casos. Para vocalizaciones con ondas sonoras de igual amplitud, aquellas que son de baja frecuencia recorrerán mayor distancia.

puesta de frecuencia. Sin embargo, son sensibles a la humedad por lo que aumenta la cantidad de ruidos a bajas frecuencias. La humedad y el viento suelen ser sonidos de bajas frecuencias que pueden dificultar la detección o la caracterización de los sonidos de las aves que vocalizan en estas mismas frecuencias (Darras et al. 2016). Además, cuando la fuente sonora se encuentra fuera del rango de detección de los micrófonos internos del grabador, puede ser necesario adicionar micrófonos externos unidireccionales y/o preamplificadores (i.e., accesorios utilizados para aumentar la ganancia o detectabilidad del micrófono por un factor de 50 a 60 dB o más). En este sentido, se debe ser cuidadoso al seleccionar los niveles de grabación y pre-amplificación dado que pueden generar ruidos y distorsiones al sonido (ver Rodríguez-Vargas y Perdomo-Velázquez 2014).

Por último, se debe prestar atención al deterioro de los micrófonos causada por el propio uso de los grabadores lo cual podría conducir a confusiones o errores en las detecciones de aves (Turgeon et al. 2017). Debe considerarse que cada programa para reconocer automáticamente señales de audio puede ser afectado por el ruido generado por un micrófono o por una disminución de la sensibilidad (Turgeon et al. 2017). Si bien no hay un único criterio claro para determinar cuándo es necesario reemplazar un micrófono, es recomendable revisarlos ante cada nuevo muestreo y, en caso de ser posible, reemplazar aquellos que hayan disminuido su sensibilidad o estén fallando por algún motivo.

Grabadores y digitalización

Para la traducción del sonido a una señal eléctrica podemos optar por grabadores análogos o digitales. Los primeros suelen ser utilizados para registrar el sonido de un ave y analizar las características de las vocalizaciones en momentos puntuales en los cuales el investigador se encuentra en el sitio y coloca el grabador; por ejemplo, para estudiar si existen variaciones en el canto de un ave ante el ruido de un avión en determinado rango horario (Mendes et al. 2011, León et al. 2014). En cambio, los grabadores digitales son más usados para monitoreos acústicos (Tabla 1) (Figueira et al. 2015, de Magalhães Tolentino et al. 2018) ya que proveen varias ventajas: mayor tiempo de

registro de sonidos, la opción de pre-programar los períodos de grabación y la posibilidad de que los sonidos grabados queden disponibles inmediatamente para ser descargados en una computadora (Blumstein et al. 2011, Frommolt 2017, Sugai et al. 2020).

Previo a la grabación, los dispositivos deben ser configurados considerando tres aspectos fundamentales que determinarán una correcta digitalización: tasa de muestreo, resolución y tipo de archivo. La tasa de muestreo (*sampling rate*, en Inglés) es el número de muestras que van a tomarse de una señal sonora, está dada en Hz o kHz y define la mayor frecuencia capturada durante la grabación (Sueur 2018). Esto es fundamental ya que para poder recuperar con máxima fidelidad el sonido original, la tasa de muestreo debe ser al menos el doble de la frecuencia fundamental del sonido que se va a registrar (Sueur 2018). Por ejemplo, si se configura una tasa de muestreo de 48 o 44.1 kHz (según lo que permita la configuración del grabador), capturará una frecuencia máxima aproximada de 22 kHz. Si bien la frecuencia más utilizada es 44 100 Hz (o 44.1 kHz), para ciertas especies que producen sonidos de bajas frecuencias se puede utilizar una tasa más baja como 22.05 kHz en especies de atajacaminos o búhos (Rempel et al. 2005, Goyette et al. 2011).

Otro aspecto a considerar es la resolución, es decir, el número de bits utilizados para almacenar cada muestra de una señal sonora y está relacionada con la frecuencia de muestreo. Cuanto mayor es la frecuencia de muestreo, habrá más muestras tomadas en cierto intervalo regular de tiempo y, por lo tanto, una mayor resolución. Una alta resolución implica una digitalización de la señal más fiel, es decir, que el sonido digitalizado será más parecido al sonido original (proveniente de la fuente sonora). Lo recomendado es generalmente 24 o 31 bits, aunque en aves se suele utilizar y es ampliamente aceptada una tasa de muestreo de 44 100 Hz digitalizada en 16 bits (Rempel et al. 2005). El último aspecto a tener en cuenta para aumentar la fidelidad con la cual la señal acústica se almacena digitalmente es el tipo de archivo usado. Las grabaciones pueden almacenarse en archivos comprimidos (*.mp3, .mp4, .flac*) o no comprimidos (*.wav*). Los primeros implican la pérdida de frecuencias por lo que es recomendable grabar en archivos *.wav* (Rempel et al. 2005).

DISEÑOS DE MUESTREO

Uno de los desafíos del MAP es optimizar el esfuerzo de muestreo a través de la distribución espacial de los grabadores y de los períodos de grabación (Sugai et al. 2020).

Distribución espacial de grabadores

El objetivo del estudio, área de muestreo y tipo de ambiente determinará la cantidad de grabadores necesarios y su distribución. Si el estudio tiene por objetivo describir la vocalización de una especie o evaluar la respuesta sonora de una especie ante un disturbio dado, se utilizan grabadores unidireccionales que permiten una buena calidad de grabación del sonido (Mendes et al. 2011, León et al. 2014). Estos dispositivos también son utilizados para localizar a los individuos a través de la llamada focal (*playback*) para luego poder realizar otros estudios aplicando el MAP (Ribeiro et al. 2017). En el caso de especies crípticas, que vocalizan poco, o que recorren grandes distancias será necesario colocar varios grabadores omnidireccionales aleatoriamente en su área potencial de ocupación (Lambert y McDonald 2014, Williams et al. 2018). Esto permitirá evaluar zonas de ocupación, uso del espacio y movimientos (Borker et al. 2014, Petrusková et al. 2016, Williams et al. 2018). En cambio, conociendo el área que ocupa la especie en estudio, el número de grabadores y su distribución en el espacio será más precisa (Sugai et al. 2020). Sabiendo el radio de detección de cada dispositivo, el tipo de ambiente y las frecuencias de vocalización de la especie en estudio, podemos tener un número estimativo de la cantidad de grabadores que deberíamos colocar (para más información ver Sugai et al. 2020).

En principio, el mismo fabricante puede brindar el radio de detección de cada dispositivo. Sin embargo, recordemos que éste varía mucho según el ambiente y el ave estudiada. Los ambientes urbanos suelen ser entornos sonoros complejos en donde las señales sonoras de las aves se pierden (dado que refractan con muchas estructuras), o se enmascaran por los sonidos antrópicos (Brumm y Slabbekoorn 2005). En ese caso, se deberá evaluar la colocación de más grabadores a menor distancia de la fuente sonora (Frommolt 2017, Sugai et al. 2020). Sin embargo, para especies que vocalizan a bajas frecuencias cuyas señales se propagan a mayor distancia, quizá esto no sea necesario. Un muestreo piloto que evalúe la distancia a la cual los grabadores logran captar las aves que serán el objetivo de estudio puede ayudar a dia-

gramar donde y cuántos grabadores son adecuados para cada investigación particular (Pérez-Granados et al. 2018).

Al realizar estudios a nivel de comunidad o de paisajes sonoros se colocan grabadores de acuerdo a la configuración espacial del área de muestreo y los factores ambientales descriptos anteriormente (Blumstein et al. 2011, Pijanowski et al. 2011). Si la investigación se desarrolla en un área de muestreo dividida en varios sitios a lo largo de un gradiente (e.g., gradiente de urbanización), o compuesta por diferentes tipos de hábitats (e.g., hábitats con cobertura vegetal diferente), se puede utilizar un grabador por sitio o por tipo de hábitat. Sin embargo, esto dependerá del tamaño de sitio, si es muy amplio se podrá dividir en parches en donde se coloque un grabador por parche. Todo esto permite considerar la heterogeneidad ambiental, o la influencia de factores de disturbio sobre poblaciones o comunidades de aves (Figueira et al. 2015, Sugai et al. 2020). Para estudiar poblaciones con bajas densidades, detectar especies particulares de una comunidad de aves o caracterizar la variación espacial en los paisajes sonoros, se recomienda el uso de varios grabadores por sitio (Frommolt 2017, Pérez-Granados et al. 2019). Lo mismo aplica para estudiar patrones de diversidad, modelos de ocupación o cambios de comportamiento de especies (Depraetere et al. 2012, Gil et al. 2015, Chambert et al. 2018). Finalmente se recomienda prestar atención al paisaje, y a otros factores ambientales que alteran la detectabilidad de las especies. Utilizar varios grabadores por sitio (e.g., dispuestos aleatoriamente) o a lo largo de transectas puede aumentar la detectabilidad de las especies (Munro et al. 2018). Es importante considerar que investigaciones con igual área de muestreo, pero diferente cobertura y composición vegetal (e.g., pastizales vs bosques) o urbanización (e.g., ciudades con o sin edificios), requerirán diferente cantidad de grabadores (Darras et al. 2016, Frommolt 2017). En este sentido, estudios en bosques y/o selvas o urbanizaciones muy edificadas requerirán mayor cantidad de grabadores que los que se utilizarían en una estepa, pastizal o monte de baja altura con igual área de muestreo. No obstante, es importante también considerar la ecología de las especies a estudiar (e.g., su área de acción, patrón comportamental de canto). Nuevamente, un muestreo piloto ayudará a determinar el número de grabadores necesarios (Pérez-Granados et al. 2018).

Si bien esto es lo recomendado, debemos considerar otras opciones en caso de no contar con el equipo suficiente, algo que suele ser un factor limitante en proyectos financiados por y para el Neotrópico (Soares et al. 2022). Una posible solución es rotar los equipos entre sitios dentro de una misma área de muestreo. Esto permite aumentar el área de cobertura, pero se pierde la simultaneidad de los registros, o se pueden introducir sesgos en la probabilidad de detección debida a aspectos climáticos o por los días transcurridos entre las rotaciones (Gil et al. 2015, Ribeiro et al. 2017). Sin embargo, esto puede ser compensado con muestreos de mayor duración, con grabaciones en sitios donde se realizan puntos de conteo u observaciones visuales que complementen los registros de audio, o incluso, con ayuda ciudadana. La ciencia ciudadana se ha convertido en una herramienta fundamental en muchos proyectos de recolección de datos, ecología y conservación, y podrían ser de gran ayuda para complementar los estudios de bioacústica a gran escala (Newman et al. 2012).

Períodos de grabación

Según el objetivo del estudio se puede grabar de manera continua durante 24 h o elegir períodos de grabación específicos a través de las funciones pre-programables que tienen los grabadores. Esto permite obtener grabaciones dentro de períodos de interés particular para el estudio, a la vez que reduce el consumo de batería y ocupa menos memoria.

Si el interés radica en detectar una especie críptica o estudiar la actividad temporal de un ave, entonces colocar grabadores durante las 24 hs o durante las horas que esa especie está vocalmente activa, puede ser fundamental. Sin embargo, la autonomía del equipo se agotará más rápido y requerirá mayor tarea de mantenimiento (Sugai et al. 2020). Una solución es colocarles baterías externas, que incluso pueden estar conectadas a paneles solares que las recargan (Aide et al. 2013). No obstante, es necesario considerar que grabar continuamente ocupa más espacio de almacenamiento. Este es un aspecto importante a considerar dado que, si bien una mayor cantidad de datos puede ser muy útil, la mayor demanda computacional y de tiempo de procesado y análisis de datos puede llevar a que los datos sean sub-utilizados. Una posible solución a la gran cantidad de datos obtenidos puede ser trabajar en colaboraciones con investigadores y/o técnicos interesados y formados en la temática, así como subir los datos a plataformas abiertas, de libre acceso, en donde el público pueda colaborar en la identificación de las aves.

Tabla 1. Equipamiento para realizar estudios en bioacústica. Principales micrófonos y grabadores disponibles tanto para el rango audible como ultrasónico. Se describen las características básicas y el sitio de Internet al que se puede acceder para obtener más información.

Compañía	Resumen de las características	Rango	Sitio Web
ARBIMON/Sieve-Analytics (Puerto Rico)	Hardware, software y herramientas de análisis de datos para el monitoreo acústico de la biodiversidad, incluida una plataforma de computación en la nube para almacenamiento y análisis de datos.	Audible	www.sieve-analytics.com /#!arbimon/cjg9
AudioMoth (Reino Unido)	Grabador de código abierto, bajo costo, micrófono MEMs omnidireccional, archivos en formato .wav, almacenamiento micro SD. Hidrófonos.	Audible, Ultrasónico	https://www.openacousticdevices.info/
Dodotronic (Italia)	Diversos micrófonos: USB micrófonos, micrófonos análogos y parabólicos, grabadores, software disponible.	Audible, Ultrasónico	https://www.dodotronic.com
Frontier Labs (Australia)	Grabadores con micrófonos omnidireccionales, unidad GPS integrada. Grabador portátil para conectar a un smartphone.	Audible	www.frontierlabs.com.au
Solo (Reino Unido)	Grabadores de código abierto y bajo costo. Graba en .wav	Audible	http://solo-system.github.io/home.html
SwiftOne (Estados unidos)	Grabador de código abierto. Graba en .wav. Almacenamiento micro SD. Asociado a los Software Raven Lite/Raven Pro. Microfónos ECM, externos (aunque fijos al grabador), omnidireccionales.	Audible	https://www.birds.cornell.edu/ccb/swift-one/
Wildlife Acoustics (Estados Unidos)	Gran diversidad de grabadores, micrófonos, hidrófonos y programas de análisis.	Audible, Ultrasónico	www.wildlifeacoustics.com

Por otro lado, para ahorrar espacio de almacenamiento y baterías, existen alternativas como programar la grabación para que se active solamente cuando se superan determinados umbrales de sonido o el uso de períodos prefijados de tiempo (Sugai et al. 2020). La configuración de los grabadores de activarse solo cuando el nivel de sonido alcanza cierto umbral es muy útil para el muestreo de especies con frecuencias particulares, como por ejemplo en murciélagos. Sin embargo, en el caso de las aves, aquellas que vocalizan en bajas frecuencias (e.g., palomas, búhos, atajacaminos) podrían no ser detectadas (Herrera 2002). De igual manera, al usar grabaciones activadas por umbral, algunos sonidos pueden perderse cuando son realizados desde distancias largas o en entornos ruidosos como lo son las ciudades (Sugai et al. 2020). Por esto, el uso de grabaciones activadas por cierto umbral de sonido debe ser aplicado con precaución.

Para aumentar la autonomía de los grabadores de audio se pueden establecer períodos de grabación regulares, ya sea abarcando las 24 hs o concentrados en una determinada franja horaria. En este caso, los dispositivos se pueden configurar para que graben durante el amanecer y/o el atardecer, coincidiendo con el pico de actividad de las aves, o adecuarse con mayor precisión si se conocen los hábitos de las especies de estudio. La ventaja es que, aún con períodos de grabación y pausas cortos (e.g., 1 min grabación / 1 min de pausa, o 5 min / 5 min) se obtienen muestreos a lo largo del día, aumentando la autonomía de los grabadores. Esto permite realizar muestreos por períodos largos y tener buenas estimaciones de la diversidad

de aves, lo cual es importante si se quiere estudiar la composición de la comunidad, las tendencias poblacionales o el impacto de actividades antrópicas sobre las aves, entre otros (Browning et al. 2017).

La duración de la batería también va a determinar la cantidad de días de grabación. Mientras mayor es el número de días, más fiable será la tasa de vocalización registrada, así como la probabilidad de detección de aves (Pérez-Granados et al. 2019). Esto mejorará el poder estadístico para detectar efectos significativos sobre tendencias temporales (Sugai et al. 2020, Wood et al. 2021). Sin embargo, esto no siempre es lineal y depende del objetivo de estudio. Además, se debe considerar que las baterías son sensibles al frío, agotándose más rápido cuando los muestreos se realizan en áreas frías que sean cálidas de día, pero posean amplitud térmica alta, o en zonas con grandes heladas. Para prolongar la duración de la batería y, también, proteger al grabador se pueden utilizar diferentes protecciones que suelen recomendar los mismos fabricantes, siempre y cuando éstas no afecten al micrófono.

Un muestreo piloto nos ayudará a evaluar cuales son los periodos de grabación que nos conviene para ese sitio y conocer la autonomía de cada grabador. Este muestreo es fundamental también para testear los dispositivos: evaluar si graban correctamente, probar su colocación a distintas distancias de la fuente sonora para ver distancias máximas de registro y pre-programarlos para evaluar su autonomía. Además, es recomendable escuchar las grabaciones obtenidas para familiarizarnos con el ruido generado por el propio dispositivo y diferenciarlo del sonido ambiente o ruido de fondo. Esto último, nos permitirá decidir, en base en nuestro objetivo, si nos conviene o no colocar el grabador en un lugar que pueda presentar alto ruido local de fondo que implique que las grabaciones requieran un mayor trabajo de filtración durante el análisis (Pérez-Granados et al. 2018).

ANÁLISIS DE GRABACIONES BIOACÚSTICAS

A partir de los archivos digitales se pueden realizar análisis temporales o espectrales de parámetros que definen los sonidos registrados mediante representaciones visuales de la señal acústica (Fig. 3). Para el análisis temporal de los parámetros, se utilizan los oscilogramas, los cuales representan variaciones en los patrones de amplitud o intensidad de la señal acústica con el transcurso del tiempo. Para el análisis de los parámetros espectrales se utilizan espectrogramas que permiten visualizar el componente espectral de la señal acústica y su variación en el tiempo. Estas representaciones pueden ser realizadas con programas como Audacity, Raven (o Raven Lite, en su

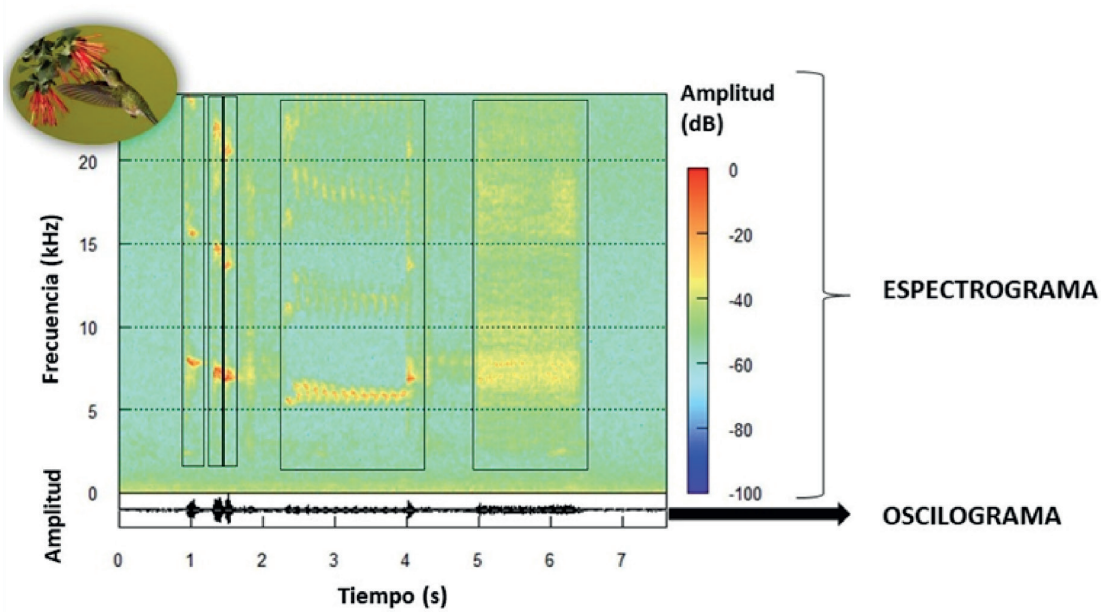


Figura 3. Representación de un espectrograma y oscilograma de un Picaflor Rubí (*Sephanoides sephanoides*). Los diferentes colores muestran los grados de intensidad del sonido, siendo los rojos aquellos con mayor intensidad. Los rectángulos representan las anotaciones que, en este caso, segmenta diferentes componentes del canto del picaflor.

Tabla 2. Resumen de los principales programas (softwares) y paquetes disponibles para el análisis de datos bioacústicos de aves.

Programas	Disponibilidad	Características	Página web
Audacity	Libre, código abierto	Uso general para escuchar audios, visualizar espectrogramas, crear subconjuntos y realizar anotaciones.	https://www.audacityteam.org/
AviSoft	Libre	Visualización de espectrogramas, anotaciones, correlaciones cruzadas de espectrogramas (clasificación automatizada), herramientas para georreferenciación y análisis de ruido.	http://www.avisoft.com/
Kaleidoscope	Libre (versión LITE)	Herramientas para los análisis bioacústicos como visualizar y anotar archivos, clúster, clasificación automatizada, y herramientas particulares para murciélagos.	https://www.wildlifeacoustics.com/products/kaleidoscope
Raven	Propiedad de Raven Pro, Libre (Raven Lite)	Visualización de espectrogramas, anotaciones, detección de llamadas y correlación de espectrogramas.	https://ravensoundsoftware.com/software/raven-pro/
Seewave	Paquete de R, libre y de código abierto	Visualización y anotación, análisis estadísticos y cálculo de índices acústicos.	https://rug.mnhn.fr/seewave/
Song Scope	No hay versión libre, contactarse con el propietario	Visualización de espectrogramas con una escala temporal larga.	https://www.wildlifeacoustics.com/contact-us
Soundecology	Paquete de R, libre y de código abierto	Funciones para calcular índices de paisajes sonoros	https://cran.r-project.org/web/packages/soundecology/
WarbleR	Paquete de R, libre y de código abierto	Visualización de espectrogramas, extracción de características, funciones de correlación cruzada y evaluación de la calidad de grabación.	https://cran.r-project.org/web/packages/warbleR/index.html

versión libre), Avisoft, Kaleidoscope Pro (e.g., Frommolt 2017, Kułaga y Budka 2019, Manzano-Rubio et al. 2022), o R/R Studio que ofrece paquetes como tuneR, SeeWave, Soundecology, WarbleR, entre otros (Sueur 2018). La mayoría de estos programas permiten, por ejemplo, visualizar espectrogramas, realizar anotaciones o correlacionar espectrogramas.

Las anotaciones o detecciones manuales se utilizan para registrar la ubicación dentro de la grabación de los intervalos de tiempo que contienen vocalizaciones de aves de interés. Esto es fundamental para luego caracterizar los sonidos, ver cómo se componen (e.g., nota, sílaba, frase, canto) y utilizar dichas ubicaciones para programar la detección automática de las especies. Sin embargo, cuando se trabaja con comunidades de aves, los softwares mencionados requieren un reconocedor de cada vocalización de las especies en estudio. Encontrar dichas vocalizaciones en las grabaciones insume mucho tiempo de escucha. En estos casos se puede recurrir a bibliotecas digitales con sus softwares que permiten identificar diferentes aves (e.g., BirdNET, ver Cole et al. 2022, Wood et al. 2022). Sin embargo, las vocalizaciones de las especies de interés deben estar disponibles en las bibliotecas, lo cual no siempre ocurre con las especies del Neotrópico. A partir de los parámetros acústicos que caracterizan las vocalizaciones de las aves (e.g., frecuencia fundamental, cantidad de componentes del canto), se pueden realizar análisis estadísticos según el objetivo de estudio del trabajo con los programas estadísticos tradicionales. Alternativamente, se puede recurrir al cálculo de índices acústicos. Estos índices pueden ser realizados con Kaleidoscope o con R a través de sus diferentes paquetes (ver Sueur 2018 para más detalles).

Un índice acústico es una función matemática que calcula o describe las características espectrales y/o temporales, o la complejidad de un sonido grabado. Generalmente buscan relacionar estas características con la biodiversidad (e.g., riqueza), las características del hábitat y las condiciones ambientales (Depraetere et al. 2012, Sueur 2018, Alcocer et al. 2022). Los índices son buenas herramientas para el análisis rápido de grandes conjuntos de datos al reducir el esfuerzo y el error asociados a la clasificación de especies individuales. Sin embargo, la relación entre los índices y la biodiversidad no se comprende bien en todos los sistemas de estudio, por lo que se recomienda que los resultados obtenidos de las grabaciones sean verificados en campo

Tabla 3. Resumen de algunos índices acústicos con su descripción, ventajas/limitaciones, paquete R con el cual se puede calcular y literatura de referencia.

Índice acústico	Características	Ventajas/Limitaciones	Paquete de R	Literatura de referencia
Índice de complejidad acústica (ACI, ICA)	Describe el grado de complejidad de un espacio acústico a la vez que filtra la antropofonía. Esta complejidad se basa en el cálculo de la variabilidad de intensidades registradas en los audios.	Es indicado para utilizar en paisajes sonoros con una intensidad constante, pero no es recomendable en aquellos en donde una especie es vocalmente dominante	SeeWave	(Pieretti et al. 2011)
Índice de diversidad acústica (ADI, IDA)	Estima la diversidad de sonidos con la entropía de Shannon en franjas de frecuencia (bins). ADI se calcula con la ocupación de sonidos de cada banda de frecuencia.	Se debe tener especial cuidado con los sonidos de baja frecuencia, dado que pueden quedar solapados con lluvia y/o viento. Ambientes con alta diversidad de insectos pueden dar resultados no tan confiables.	Soundecology	(Villanueva-Rivera et al., 2011)
Índice de entropía acústica (H)	Calcula la homogeneidad/riqueza acústica de un espacio sonoro.	Se debe tener cuidado ya que la geofonía y antropofonía puede generar valores falsos. En hábitats templados donde la actividad acústica es mucho menor y el ruido de fondo debido al viento y a la lluvia tiene una amplitud alta, el índice H no es confiable.	SeeWave	(Sueur et al. 2008)
Índice de riqueza acústica (AR, RA)	Calcula la riqueza acústica de una comunidad en un espacio sonoro.	Es más fiable que el índice H en ambientes con baja diversidad.	SeeWave	(Depraetere et al., 2012)
Índice bioacústico	Mide la relación entre el ruido de fondo y las vocalizaciones de aves.	Puede parecer similar al ADI, sin embargo, los procesos metodológicos del análisis que utilizan son diferentes.	Soundecology	(Boelman et al., 2007)
Índice de la diferencia normalizada de paisajes sonoros (NDSI, DNPS)	Estima el nivel de ruido antropogénico sobre el paisaje sonoro. Considera la biofonía, con un valor en la banda de biofonía 2 kHz a 8 kHz, y la antropofonía en la banda de 200 Hz a 1.5 kHz).	Los valores de las bandas de frecuencia para biofonía y antropofonía deben ser determinados según el paisaje sonoro en el cual se realice la investigación.	SeeWave	(Kasten et al., 2012)
Índice de disimilitud acústica (D)*	Estima la disimilitud o diferencia de la composición de dos comunidades.	Es un índice acústico de la categoría β. Compara dos sonidos de la misma duración y frecuencia.	SeeWave	(Sueur et al., 2008)

*Los índices acústicos pueden ser α o β. Los primeros describen la diversidad dentro de un grupo y son útiles cuando se comparan los aspectos dentro de un mismo grupo. Por otro lado, los índices β describen la diversidad entre grupos diferentes y son útiles cuando se determina qué tan diferentes son las múltiples comunidades acústicas.

con otros métodos de investigación tradicionales como censos y/o puntos de conteo (Depraetere et al. 2012, Merchant et al. 2015). Existen diversos índices acústicos y la selección del índice adecuado varía según el objetivo de estudio; algunos buscan explicar patrones de diversidad, otros, efectos del ruido antrópico sobre la biodiversidad o la actividad acústica de la comunidad de aves (Tabla 3). En ambientes urbanos, la aplicación de índices que utilizan las medidas del nivel medio de presión sonora o la distribución de la energía sonora (e.g., índices de entropía acústica o de paisaje sonoro, ver Tabla 3), permiten cuantificar las características acústicas de los hábitats y ayudar a comprender cómo estas afectan la ecología y el comportamiento de las aves (Merchant et al. 2015).

EJEMPLOS DE INVESTIGACIONES DE BIOACÚSTICA URBANA

Caso de estudio 1: Cachañas en ambientes naturales y urbanos

Realizamos un trabajo de bioacústica estudiando la Cachaña (*Enicognathus ferrugineus*), una cotorra que habita en ambientes boscosos circundantes a la ciudad de Bariloche (Río Negro, Argentina). Nuestro objetivo fue determinar la presencia/ausencia de las cachañas en ambientes boscosos y urbanos, y asociar la dinámica de uso del ambiente con la disponibilidad de alimento. En ambos ambientes trazamos transectas acorde al paisaje y colocamos grabadores AudioMoth v. 1.2.0 separados entre sí al menos por 2 km para evitar registrar los mismos individuos en más de un grabador al mismo tiempo. El radio de detección en nuestros sitios de estudio es menor a 1 km^2 dada la interferencia del bosque y los ambientes urbanizados, algo que evaluamos con muestreos preliminares. Para establecer cómo los grabadores detectaban a estas aves y decidir la distancia entre ellos tuvimos en cuenta que las cachañas vocalizan a bajas frecuencias y se mueven en

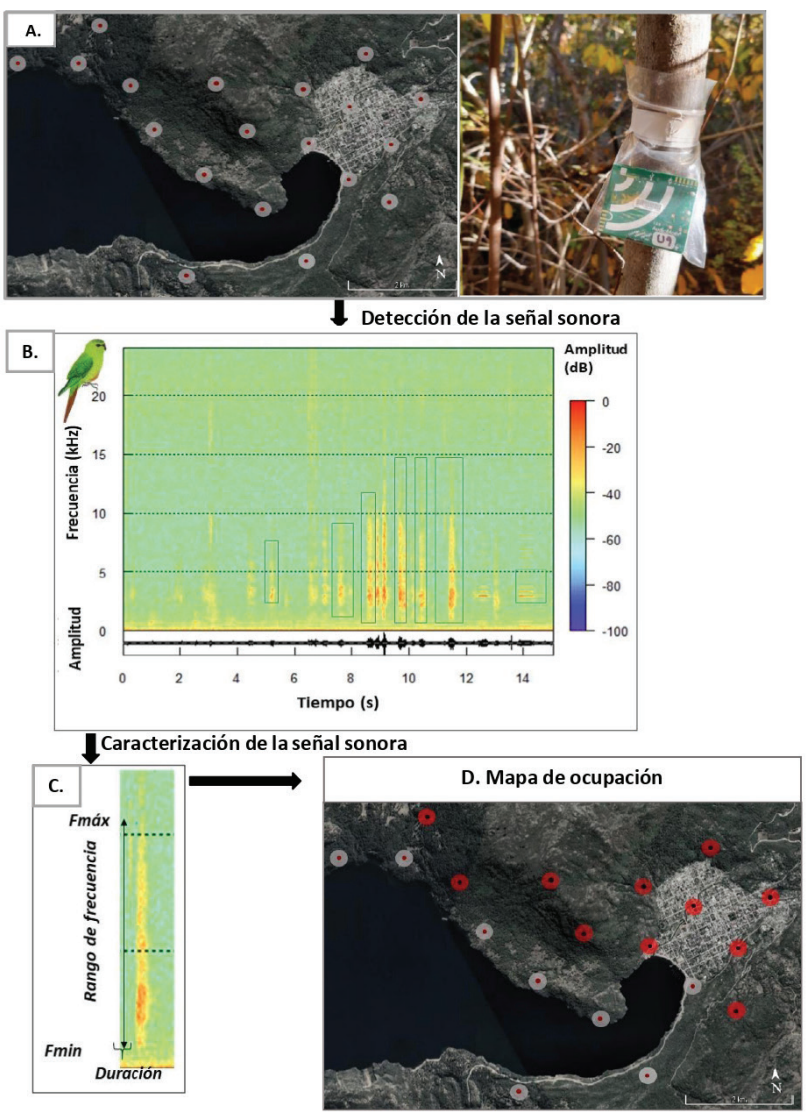


Figura 4. Representación del proceso de MAP. Para evaluar la presencia/ausencia de cachañas en ambientes naturales y urbanos colocamos grabadores AudioMoth v. 1.2.0. En la imagen A se muestran los sitios donde se colocaron grabadores (puntos rojos) y el rango de detección (borde gris). Los dispositivos realizaron la detección y grabación de los sonidos. Seleccionamos audios con vocalizaciones de cachañas, representamos los espectrogramas y en cada uno realizamos anotaciones (rectángulos, B). Luego caracterizamos cada señal sonora y anotación (C). A partir de cada anotación se realizaron las detecciones automáticas para determinar la presencia/ausencia de cachañas que pueden ser representadas en un mapa de ocupación (D). Los puntos negros con borde rojo representan un ejemplo de grabadores con presencia cachañas para ese muestreo.

bandadas lo que a priori nos facilita su detección. Otras aves de menor tamaño corporal, que vocalizan poco y/o en altas frecuencias suelen ser más difíciles de detectar, y esto debe ser considerado.

Adicionalmente, realizamos observaciones focales para disminuir la probabilidad de una interpretación errónea cuando las cachañas no eran registradas en los grabadores (i.e., una falsa ausencia). De esta manera abarcamos toda el área de muestreo complementando el uso de esas dos metodologías aumentando la fiabilidad de los datos. Una vez obtenidas las grabaciones, seleccionamos 60 audios que contenían vocalizaciones de cachañas y los procesamos en R. Allí visualizamos los espectrogramas, realizamos las anotaciones (i.e., marcamos en cada audio el momento en el cual una cachaña vocalizaba) y caracterizamos sus vocalizaciones. Esos audios seleccionados y sus anotaciones, nos permitieron formar una base de datos de sonidos de cachañas para realizar correlaciones de espectrogramas y así detectar automáticamente las cachañas en el resto de los audios obtenidos. Finalmente, los datos de presencia o ausencia de cachañas en cada ambiente pueden ser volcados en un mapa de ocupación y, en nuestro caso, relacionarlo con la disponibilidad de recurso alimenticio en cada ambiente (Fig. 4).

Caso de estudio 2: Aves del bosque Andino-patagónico y su relación con el ruido antrópico

Realizamos un estudio evaluando la respuesta sonora de diferentes aves del bosque Andino-Patagónico ante los ruidos antrópicos (automóviles, aviones y helicópteros). Para esto, seleccionamos ambientes boscosos que rodean la ciudad de Bariloche, colocamos grabadores a lo largo de transectas paralelas a rutas y los programamos para que graben durante 20 días por mes durante un año, desde el amanecer hasta el atardecer con períodos de 1 min de grabación / 1 min de pausa, ahorrando batería para lograr un período largo de grabación. Además, establecer períodos regulares nos permitió grabar 6 h por cada día de muestreo repartidas equitativamente a lo largo de las horas luz. Finalmente, una vez obtenidos los archivos de sonido, realizamos espectrogramas de las vocalizaciones de las aves antes, durante y luego de un ruido antrópico (Fig. 5). En cada caso, evaluamos la respuesta sonora de las aves a través de la estimación de diferentes parámetros bioacústicos para cada vocalización (i.e., frecuencia mínima y frecuencia máxima, frecuencia dominante, duración del canto, duración de la pausa entre los elementos del canto). A través de análisis GLMM (Análisis de Modelos Lineales Generalizados Mixtos), comparamos los parámetros bioacústicos (i.e., nuestras variables respuesta) según el momento en el cual el ave se encontraba vocalizando (i.e., antes, durante y luego del disturbio) (Bahía et al. 2022). Sin embargo, los autores que utilicen esta metodología podrán elegir el análisis estadístico acorde a sus datos que permita responder su pregunta de investigación.

Las posibilidades de trabajo con esta herramienta son muchas y variadas. Con estos breves ejemplos solo queremos mostrar su potencial e incentivar a quienes

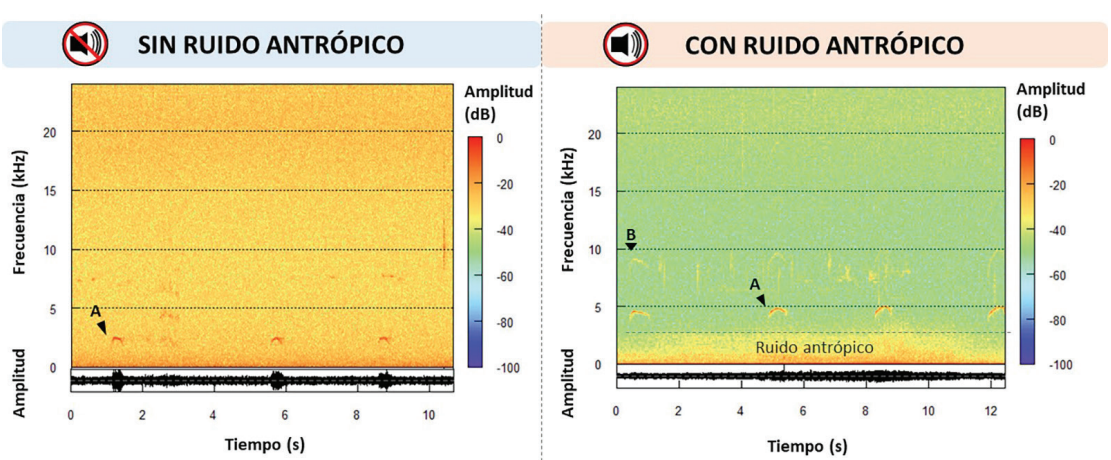


Figura 5. Representación de espectrogramas obtenidos a partir de un estudio de aves del bosque Andino-patagónico y su relación con el ruido antrópico (caso de estudio 2). Se comparan las vocalizaciones de un Fío-Fío Silbón (*Elaenia albiceps*) antes del disturbio antrópico y luego del mismo. Se puede observar un aumento de la frecuencia fundamental (A) cuando hay ruido antrópico, así como un aumento de la intensidad en el sonido del canto que se representa en la aparición de un 2do armónico (en frecuencia más alta) (B). A modo de aclaración se marca la banda de frecuencia correspondiente al ruido antrópico.

aún no se han acercado al mundo de la bioacústica a que la consideren cuando los objetivos de su trabajo lo ameriten.

SUGERENCIAS PARA EL MONITOREO ACÚSTICO PASIVO

- Antes de salir al campo a colocar grabadores debemos: i) saber la frecuencia de vocalización de las aves con las cuales trabajaremos, ii) conocer los grabadores con los cuales trabajaremos y iii) analizar el área de muestreo (cómo es el paisaje, la cobertura y composición vegetal, potenciales ruidos, clima).

- Los grabadores deben configurarse para grabar en la frecuencia adecuada (en aves 44.1 kHz, aunque algunos grabadores automáticamente configuran a 48 kHz), con una frecuencia de muestreo de 16 bits. Esto es recomendado si no se conoce la frecuencia de vocalización de las aves en estudio o si se trabaja con comunidades de aves que vocalizan en rangos muy diferentes. Si se conoce la frecuencia de vocalización de la o las aves en estudio uno puede ajustar la tasa de muestreo para ahorrar batería y espacio de almacenamiento.

- Los archivos preferentemente deben ser almacenados en la extensión "*.wav*" debido a que son formatos no comprimidos, aunque hay otras extensiones disponibles (Tabla 1).

- Es importante realizar un muestreo piloto donde se compruebe el correcto funcionamiento de los grabadores, se conozca el ruido mecánico propio del micrófono de cada dispositivo y se evalúe diferentes distancias de detección sonora. De igual manera, este muestreo piloto nos permitirá saber la autonomía del dispositivo.

- Al momento de diseñar el muestreo debe considerarse la disposición espacial y la distancia a la fuente de sonido. Esto dependerá del área de muestreo, de las características del paisaje y del ambiente, y de la frecuencia de vocalización de las aves. En términos generales, cuanto más barreras tenga el ambiente a muestrear (e.g., infraestructuras en ambientes antrópicos o complejidad estructural en ambientes naturales), mayor será la dispersión de ondas de sonido y, probablemente, se deberá colocar un mayor número de grabadores. Sin embargo, un muestreo piloto es clave para evaluar la distancia a la cual colocar los grabadores entre sí y de la fuente de sonido.

- Si se quiere aumentar la autonomía del grabador es fundamental establecer períodos de grabación acorde a las necesidades mínimas para cumplir con los objetivos de la investigación. Si esta opción no es viable por nuestro objetivo de muestreo, hay que considerar que, si bien obtendremos muchos datos útiles, consumiremos más batería y más espacio de almacenamiento, y se requerirá un gran esfuerzo en análisis posteriores de esos datos. Posibles soluciones a este conflicto es el trabajo en colaboración y el uso de plataformas abiertas para subir los datos.

- Se debe proteger los grabadores de audio de la lluvia, el viento y posibles animales que puedan dañarlos.

- Es importante complementar las grabaciones con censos u otros muestreos presenciales, al menos para proyectos nuevos.

- Una vez descargados los audios, es recomendable tener más de una fuente de almacenamiento. Se recomienda usar las plataformas virtuales que brindan los propios softwares (e.g., Sieve-analytics, ver software de wildlifeacoustics) u otro medio de almacenamiento en la nube (e.g., Google Drive).

- El primer paso al analizar los audios es a través de sus representaciones visuales, como los espectrogramas y oscilogramas, para poder así comenzar a clasificar las señales sonoras.

- Para análisis bioacústicos, los índices acústicos (ver Tabla 3) son una buena herramienta que permite analizar gran contenido de información y relacionar estas características con la biodiversidad y el hábitat. Sin embargo, deben ser usados con cautela, considerando las particularidades de cada ambiente y comunidad de aves en la cuales se desarrolla la investigación, debido a que factores como la humedad y el viento pueden dar falsos resultados o interpretaciones erróneas.

- Las bibliotecas o repositorios digitales (e.g., e-Bird) son muy útiles para la detección e identificación de diferentes especies de aves. Además, otras plataformas digitales, o aplicaciones como BirdNET, funcionan como softwares permitiendo

la detección y análisis de grandes cantidades de audios a través de algoritmos de machine learning, algo fundamental al trabajar con comunidades de aves. Sin embargo, eventualmente, hay que considerar que algunas especies de aves pueden no estar en las bases de datos.

CONCLUSIÓN

El monitoreo acústico pasivo se ha convertido en una herramienta fundamental en las investigaciones de ornitología, dado que posee varias ventajas como ser un método no invasivo, poder detectar especies crípticas o permitir monitoreos a gran escala y a largo plazo. Sin embargo, también implica un desafío para quienes aplican estas nuevas tecnologías. Conocer aspectos básicos sobre el sonido, el proceso de grabación y el diseño de muestreo puede ayudar a optimizar una investigación que considere el uso de grabadores de audios. Esta es un área de estudio que se encuentra en franco crecimiento y desarrollo, sobre todo de la mano de nueva tecnología, costos más asequibles, y programas que permiten manejar y analizar la información de manera más amena y eficiente. Instamos a los ornitólogos neotropicales a considerar esta herramienta para el estudio de aves en ambientes complejos en cuanto a la factibilidad de hacer estudios intensivos en ellos, donde las posibilidades de observación de aves son limitadas o para monitoreos a largo plazo a un costo relativamente bajo.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a FONCYT PICT 2018-1623 y la Universidad Nacional del Comahue (proyecto 04/B227) por financiar este trabajo. También queremos agradecer a los tres revisores anónimos y al Editor Asociado por sus valiosos comentarios que han permitido mejorar este manuscrito.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

Aide TM, Corrada-Bravo C, Campos-Cerqueira M, Milan C, Vega G y Alvarez R (2013) Real-time bioacoustics monitoring and automated species identification. *PeerJ* 1:e103.

Alcocer I, Lima H, Sugai LSM y Llusia D (2022). Acoustic indices as proxies for biodiversity: a meta-analysis. *Biological Reviews* 97:2209-2236.

Aronson MF, La Sorte FA, Nilon CH, Katti M, Goddard MA, Lepczyk CA, Warren PS, Williams NS, Cilliers S y Clarkson B (2014) A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity reveals key anthropogenic drivers. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 281:20133330.

Bahia R, Lambertucci SA, Plaza PI y Speziale KL (2021) Antagonistic-mutualistic interaction between parrots and plants in the context of global change: Biological introductions and novel ecosystems. *Biological Conservation*, 109399.

Bahia R, Speziale KL y Lambertucci SA (2022) Sacar la voz: Tres especies de aves del Bosque Andino-Patagónico cambian sus vocalizaciones en respuesta al sonido antrópico. XIX Reunión Argentina de Ornitología, Puerto Madryn. doi: 10.13140/RG.2.2.27591.78241

Baker MC y Logue DM (2007) A comparison of three noise reduction procedures applied to bird vocal signals. *Journal of Field Ornithology* 78:240–253.

Blumstein DT, Mennill DJ, Clemins P, Girod L, Yao K, Patricelli G, Deppe JL, Krakauer AH, Clark C y Cortopassi KA (2011) Acoustic monitoring in terrestrial environments using microphone arrays: applications, technological considerations and prospectus. *Journal of Applied Ecology* 48:758–767.

Boelman NT, Asner GP, Hart PJ y Martin RE (2007) Multi-trophic invasion resistance in Hawaii: bioacoustics, field surveys, and airborne remote sensing. *Ecological Applications* 17:2137–2144.

Borker AL, McKown MW, Ackerman JT, EAGLES-SMITH CA, Tershy BR y Croll DA (2014) Vocal activity as a low cost and scalable index of seabird colony size. *Conservation Biology* 28: 1100–1108.

Bradbury J y Vehrencamp S (2011) Principles of animal communication, 2nd edn Sunderland. *MA: Sinauer Associates.*

Browning E, Gibb R, Glover-Kapfer P y Jones KE (2017) Passive acoustic monitoring in ecology and conservation. 76pp. WWF Conservation Technology Series 1(2).

Brumm H (2004) The impact of environmental noise on song amplitude in a territorial bird. *Journal of Animal Ecology*, 434–440.

Brumm H y Slabbekoorn H (2005) Acoustic communication in noise. *Advances in the Study of Behavior* 35:151–209.

Catchpole CK y Slater PJ (2003) *Bird song: biological themes and variations*. Cambridge University press.

Caycedo-Rosales PC, Ruiz-Muñoz JF y Orozco-Alzate M (2013) Reconocimiento automatizado de señales bioacústicas: Una revisión de métodos y aplicaciones. *Ingeniería y Ciencia* 9:171–195.

CHACE JF Y WALSH JJ (2006) Urban effects on native avifauna: a review. *Landscape and Urban Planning* 74:46–69.

CHAMBERT T, WADDLE JH, MILLER DA, WALLS SC Y NICHOLS JD (2018) A new framework for analysing automated acoustic species detection data: Occupancy estimation and optimization of recordings post-processing. *Methods in Ecology and Evolution* 9:560–570.

COLE JS, MICHEL NL, EMERSON SA Y SIEGEL RB (2022) Automated bird sound classifications of long-duration recordings produce occupancy model outputs similar to manually annotated data. *Ornithological Applications* 124:duac003.

DARRAS K, FURNAS B, FITRIAWAN I, MULYANI Y Y TSCHARNTKE T (2018) Estimating bird detection distances in sound recordings for standardizing detection ranges and distance sampling. *Methods in Ecology and Evolution* 9:1928–1938.

DARRAS K, PÜTZ P, REMBOLD K Y TSCHARNTKE T (2016) Measuring sound detection spaces for acoustic animal sampling and monitoring. *Biological Conservation* 201:29–37.

DEICHMANN JL, HERNÁNDEZ-SERNA A, CAMPOS-CERQUEIRA M Y AIDE TM (2017) Soundscape analysis and acoustic monitoring document impacts of natural gas exploration on biodiversity in a tropical forest. *Ecological Indicators* 74:39–48.

DEPRAETERE M, PAVOINE S, JIGUET F, GASC A, DUVAIL S Y SUEUR J (2012) Monitoring animal diversity using acoustic indices: implementation in a temperate woodland. *Ecological Indicators* 13:46–54.

ELIZALDE L Y LAMBERTUCCI SA (2022) Private gardens in a town immersed in a National Park: Potential for conservation and highly valued under COVID lockdown. *Landscape and Urban Planning 226*:104481.

FIGUEIRA L, TELLA JL, CAMARGO UM Y FERRAZ G (2015) Autonomous sound monitoring shows higher use of Amazon old growth than secondary forest by parrots. *Biological Conservation* 184:27–35.

FISCHER JD, SCHNEIDER SC, AHLERS AA Y MILLER JR (2015) Categorizing wildlife responses to urbanization and conservation implications of terminology. *Conservation Biology* 29:1246–1248.

FONTANA CS, BURGER MI Y MAGNUSSON WE (2011) Bird diversity in a subtropical South-American City: effects of noise levels, arborisation and human population density. *Urban Ecosystems* 14:341–360.

FROMMOLT K-H (2017) Information obtained from long-term acoustic recordings: applying bioacoustic techniques for monitoring wetland birds during breeding season. *Journal of Ornithology* 158:659–668.

GARAFFA PI, FILLOY J Y BELLOCQ MI (2009) Bird community responses along urban–rural gradients: does the size of the urbanized area matter? *Landscape and Urban Planning* 90:33–41.

GASC A, FRANCOMANO D, DUNNING JB Y PIJANOWSKI BC (2017) Future directions for soundscape ecology: The importance of ornithological contributions. *The Auk: Ornithological Advances* 134:215–228.

GIL D Y BRUMM H (2014) *Avian urban ecology*. Oxford University Press.

GIL D, HONARMAND M, PASCUAL J, PÉREZ-MENA E Y MACÍAS GARCIA C (2015) Birds living near airports advance their dawn chorus and reduce overlap with aircraft noise. *Behavioral Ecology* 26:435–443.

GODDARD MA, IKIN K Y LERMAN SB (2017). Ecological and social factors determining the diversity of birds in residential yards and gardens. Pp: 371-397. In: *Ecology and conservation of birds in urban environments*. Springer, Cham.

GOMES L, SOLÉ M, SOUSA-LIMA RS Y BAUMGARTEN JE (2022) influence of anthropogenic sounds on insect, anuran and bird acoustic signals: A Meta-Analysis. *Frontiers in Ecology and Evolution* 10:827440.

GONÇALVES SF, DE PAULA LOURENCO AC, DE SOUSA BUENO FILHO JS Y DE TOLEDO MCB (2021) Characteristics of residential backyards that contribute to conservation and diversity of urban birds: A case study in a Southeastern Brazilian city. *Urban Forestry & Urban Greening*, 61:127095.

GOYETTE JL, HOWE RW, WOLF AT Y ROBINSON WD (2011) Detecting tropical nocturnal birds using automated audio recordings. *Journal of Field Ornithology* 82:279–287.

HANSEN AJ, KNIGHT RL, MARZLUFF JM, POWELL S, BROWN K, GUDE PH Y JONES K (2005) Effects of exurban development on biodiversity: patterns, mechanisms, and research needs. *Ecological Applications* 15:1893–1905.

HARDING HR, GORDON TA, EASTCOTT E, SIMPSON SD Y RADFORD AN (2019) Causes and consequences of intraspecific variation in animal responses to anthropogenic noise. *Behavioral Ecology* 30:1501–1511.

HERRERA F (2002) Ecolocalización en guácharos: volando en la oscuridad. *Boletín de la sociedad Venezolana de Espeleología* 36:6–10.

HU Y Y CARDOSO GC (2010) Which birds adjust the frequency of vocalizations in urban noise? *Animal Behaviour* 79:863–867.

KASTEN EP, GAGE SH, FOX J Y JOO W (2012) The remote environmental assessment laboratory's acoustic library: An archive for studying soundscape ecology. *Ecological informatics* 12:50–67.

KOWARIK I (2011) Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation. *Environmental Pollution* 159:1974–1983.

Kułaga K y Budka M (2019) Bird species detection by an observer and an autonomous sound recorder in two different environments: Forest and farmland. *PLoS One* 14:e0211970.

Laiolo P (2010) The emerging significance of bioacoustics in animal species conservation. *Biological Conservation* 143:1635–1645.

Lambert KT y McDonald PG (2014) A low-cost, yet simple and highly repeatable system for acoustically surveying cryptic species. *Austral Ecology* 39:779–785.

León E, Beltzer A y Quiroga M (2014) El jilguero dorado (*Sicalis flaveola*) modifica la estructura de sus vocalizaciones para adaptarse a hábitats urbanos. *Revista mexicana de Biodiversidad* 85:546–552.

de Magalhães Tolentino VC, Baesse CQ y de Melo C (2018) Dominant frequency of songs in tropical bird species is higher in sites with high noise pollution. *Environmental Pollution* 235:983–992.

Manzano R, Bota G, Brotons L, Soto-Largo E y Pérez-Granados C (2022) Low-cost open-source recorders and ready-to-use machine learning approaches provide effective monitoring of threatened species. *Ecological Informatics* 101910.

McClure CJ, Ware HE, Carlisle J, Kaltenecker G y Barber JR (2013) An experimental investigation into the effects of traffic noise on distributions of birds: avoiding the phantom road. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 280:20132290.

Mendes S, Colino-Rabanal VJ y Peris SJ (2011) Diferencias en el canto de la ratona común (*Troglodytes musculus*) en ambientes con distintos niveles de influencia humana. *Hornero* 26:85–93.

Merchant ND, Fristrup KM, Johnson, MP, Tyack PL, Witt MJ, Blondel P y Parks SE (2015) Measuring acoustic habitats. *Methods in Ecology and Evolution* 6:257–265.

Munro J, Williamson I y Fuller S (2018) Traffic noise impacts on urban forest soundscapes in south-eastern Australia. *Austral Ecology* 43:180–190.

Nemeth E, Pieretti N, Zollinger SA, Geberzahn N, Partecke, J, Miranda AC y Brumm H (2013) Bird song and anthropogenic noise: vocal constraints may explain why birds sing higher-frequency songs in cities. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 280: 20122798.

Newman G, Wiggins A, Crall A, Graham E, Newman S y Crowston K (2012) The future of citizen science: emerging technologies and shifting paradigms. *Frontiers in Ecology and the Environment* 10:298–304.

Pérez-Granados C, Bota G, Giralt D y Traba J (2018) A cost-effective protocol for monitoring birds using autonomous recording units: a case study with a night-time singing passerine. *Bird study* 65:338–345.

Pérez-Granados C, Gómez-Catasús J, Bustillo-de la Rosa D, Barrero A, Reverter M y Traba J (2019) Effort needed to accurately estimate Vocal Activity Rate index using acoustic monitoring: A case study with a dawn-time singing passerine. *Ecological Indicators* 107:105608.

Pérez-Granados C y Schuchmann K-L (2020) Monitoring the annual vocal activity of two enigmatic nocturnal Neotropical birds: the Common Potoo (Nyctibius griseus) and the Great Potoo (*Nyctibius grandis*). *Journal of Ornithology* 161:1129–1141.

Pérez-Granados C y Traba J (2021) Estimating bird density using passive acoustic monitoring: a review of methods and suggestions for further research. *Ibis* 163:765–783.

Petrusková T, Pišvejcová I, Kinštová A, Brinke T y Petrusek A (2016) Repertoire-based individual acoustic monitoring of a migratory passerine bird with complex song as an efficient tool for tracking territorial dynamics and annual return rates. *Methods in Ecology and Evolution* 7:274–284.

Pieretti N, Farina A y Morri D (2011) A new methodology to infer the singing activity of an avian community: the Acoustic Complexity Index (ACI). *Ecological Indicators* 11:868–873.

Pijanowski BC, Farina A, Gage SH, Dumyahn SL y Krause BL (2011) What is soundscape ecology? An introduction and overview of an emerging new science. *Landscape Ecology* 26:1213–1232.

Priyadarshani N, Castro I y Marsland S (2018) The impact of environmental factors in birdsong acquisition using automated recorders. *Ecology and Evolution* 8:5016–5033.

Rempel RS, Hobson KA, Holborn G, Van Wilgenburg SL y Elliott J (2005) Bioacoustic monitoring of forest songbirds: interpreter variability and effects of configuration and digital processing methods in the laboratory. *Journal of Field Ornithology* 76:1–11.

Ribeiro JW, Sugai LSM y Campos-Cerqueira M (2017) Passive acoustic monitoring as a complementary strategy to assess biodiversity in the Brazilian Amazonia. *Biodiversity and Conservation* 26:2999–3002.

Rodríguez-Vargas RR y Perdomo-Velázquez H (2014) Tecnología para captar el sonido: Una comparación de los micrófonos utilizados en bioacústica. *Quehacer Científico en Chiapas* 9:34-47.

Sayers II C, Moreland C, Morgan H y Arévalo JE (2019) Efecto de corto plazo del ruido por tráfico sobre coros de aves en un bosque nuboso neotropical. *Zeledonia* 23(2):8-28.

Sebastián-González E, Pang-Ching J, Barbosa, JM y Hart P (2015) Bioacoustics for species management: two case studies with a Hawaiian forest bird. *Ecology and evolution* 5:4696–4705.

Shonfield J y Bayne E (2017) Autonomous recording units in avian ecological research: current use and future applications. *Avian Conservation and Ecology* 12.

Slabbekoorn H y den Boer-Visser A (2006) Cities change the songs of birds. *Current Biology* 16:2326–2331.

Slabbekoorn H y Ripmeester EAP (2008) Birdsong and anthropogenic noise: implications and applications for conservation. *Molecular Ecology* 17:72–83.

Snaddon J, Petrokofsky G, Jepson P y Willis KJ (2013) Biodiversity technologies: tools as change agents. *Biology Letter* 9: 20121029.

Soares L, Cockle K, Inzunza ER, Ibarra JT, Miño CI, Zuluaga S, Bonaccorso E, Ríos-Orjuela JC, Montano-Centellas FA, Freile JF, et al. (2023) Neotropical Ornithology: Reckoning with historical assumptions, removing systemic barriers, and reimagining the future. *Ornithological Applications*. https://doi.org/10.1093/ornithapp/duac046

Sueur J (2018) Sound analysis and synthesis with R. Springer Cham.

Sueur J, Aubin T y Simonis C (2008) Seewave, a free modular tool for sound analysis and synthesis. *Bioacoustics* 18:213–226.

Sueur J y Farina A (2015) Ecoacoustics: the ecological investigation and interpretation of environmental sound. *Biosemiotics* 8:493–502.

Sugai LSM, Desjonqueres C, Silva TSF y Llusia D (2020) A roadmap for survey designs in terrestrial acoustic monitoring. *Remote Sensing in Ecology and Conservation* 6:220–235.

Sugai LSM, Silva TSF, Ribeiro Jr JW y Llusia D (2019) Terrestrial passive acoustic monitoring: review and perspectives. *BioScience* 69:15–25.

Turgeon P, Van Wilgenburg S y Drake K (2017) Microphone variability and degradation: implications for monitoring programs employing autonomous recording units. *Avian Conservation and Ecology* 12.

Villanueva-Rivera LJ, Pijanowski BC, Doucette J y Pekin B (2011) A primer of acoustic analysis for landscape ecologists. *Landscape Ecology* 26:1233–1246.

Williams EM, O'Donnell CF y Armstrong DP (2018) Cost-benefit analysis of acoustic recorders as a solution to sampling challenges experienced monitoring cryptic species. *Ecology and Evolution* 8:6839–6848.

Wimmer, J, Towsey M, Roe P y Williamson I (2013) Sampling environmental acoustic recordings to determine bird species richness. *Ecological Applications* 23:1419–1428.

Wood CM, Kahl S, Chaon P, Peery MZ y Klinck H (2021) Survey coverage, recording duration and community composition affect observed species richness in passive acoustic surveys. *Methods in Ecology and Evolution* 12:885–896.

Wood CM, Kahl S, Rahaman A y Klinck H (2022) The machine learning–powered BirdNET App reduces barriers to global bird research by enabling citizen science participation. *PLoS Biology* 20:e3001670.

Wood WE y Yezerinac SM (2006) Song Sparrow (*Melospiza melodia*) song varies with urban noise. *The Auk* 123:650–659.

“LAS AVES ESTÁN EN EL MONTE, NO EN EL PUEBLO”: PERCEPCIÓN COMUNITARIA SOBRE LA RIQUEZA AVIAR ASOCIADA A LOS TRASPATIOS DE ZACUALPAN, MÉXICO

Rubén Ortega-Álvarez[1,2*] y Alejandro Casas[1]

[1]Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad (IIES) - Universidad Nacional Autónoma de México, Campus Morelia, Antigua Carretera a Pátzcuaro 8711, Col. San José de la Huerta, Morelia, Michoacán 58190, México.
[2]Investigadoras e Investigadores por México del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), Dirección Regional Occidente, México
*Autor de correspondencia: rubenortega.al@gmail.com

Resumen.- América Latina posee una elevada riqueza biocultural que está amenazada por la expansión industrial y urbana. Los estudios de ecología urbana se han centrado en las grandes urbes y pocos han considerado analizar aspectos socioculturales. Aquí analizamos desde una aproximación etnoecológica la percepción sobre la riqueza de especies de aves que visitan los traspatios en una comunidad nahua en Colima, México. Realizamos entrevistas semiestructuradas para indagar sobre el número de especies que la gente reconoce en sus traspatios. Adicionalmente, muestreamos aves y estimamos la riqueza específica asociada con estos sitios. Así, comparamos el número de especies que percibe la población local en los traspatios con respecto al estimado en los muestreos. La mayoría de la gente (61%) advierte una riqueza (1-10 especies) por debajo de las estimaciones realizadas (49 especies), mientras que 21% de la población no pone atención a las aves. No se identificaron diferencias de percepción entre mujeres y hombres. El conocimiento sesgado hacia especies grandes, diurnas, de interés cinegético, exóticas y explotadoras urbanas podría explicar en parte la baja riqueza percibida. El crecimiento urbano y los mecanismos de enseñanza descontextualizados podrían influir también en el bajo conocimiento local sobre estos animales. El desconocimiento sobre las aves en los asentamientos humanos no es exclusivo de grandes urbes o de comunidades mestizas, sino también puede ser un rasgo de comunidades pequeñas y originarias, como lo ilustra este estudio de caso. Los traspatios son espacios de encuentro, aprendizaje y recreación, y podrían emplearse para acercar a la gente con sus aves.

Palabras claves: *América Latina, ecología urbana, etnoecológico, jardines, nahuas, pueblos originarios, selva baja caducifolia*.

Abstract.- “BIRDS ARE IN THE FOREST, NOT IN TOWN”: COMMUNITY PERCEPTION ABOUT BIRD SPECIES RICHNESS ASSOCIATED WITH THE BACKYARDS OF ZACUALPAN, MEXICO. Latin America has a high biocultural richness which is threatened by industrialization and urban expansion. Urban ecology studies have focused on big cities but scarcely evaluated sociocultural aspects. Here, we analyze through an ethnoecological approach people’s perception on the bird species richness in the backyards of a nahua community of Colima, México. We performed semi-structured interviews to learn about the number of bird species that people recognize in their backyards. Additionally, we surveyed birds and estimated the species richness in these sites. We then compared the species richness that local people perceived in the backyards with that resulting from our surveys. Most of the population (61%) recognized 1-10 species of birds, markedly lower than the estimated (49 species), while 21% of people mentioned that they do not pay attention to birds. No perception differences by gender were observed. Knowledge biased to big, diurnal, game, exotic, and urban exploiter species may explain the low perceived species richness. Urbanization and out-of-context teaching might have reduced the local knowledge on birds. Not only is unawareness on birds in human settlements unique to big cities or mestizo communities, but also to small towns and indigenous communities, as found in this case study. Backyards represent areas of encounter, learning, and recreation, which might be used for promoting the reconciliation of people with birds.

Keywords: *ethnoecology, gardens, Latin America, nahuas, native people, tropical dry forest, urban ecology*.

Recibido: 23 de abril de 2022; Aceptado: 30 de septiembre de 2022.

La ecología cultural y la etnografía han centrado su atención por mucho tiempo en el estudio de las interacciones de las sociedades humanas y su entorno, sus vínculos, relaciones y adaptaciones a través de la historia. En particular, estos campos de investigación han buscado describir la identidad, las distintas formas de interacción y manejo de los componentes de los ecosistemas, las creencias, las formas de vida y los conocimientos de diversos grupos culturales en situaciones ambientales variadas (Frake 1962, Ogden et al. 2013). En las últimas décadas se ha tornado relevante el estudio de los saberes locales en torno a la naturaleza dentro de un contexto de manejo, sensibilización, restauración y conservación biológica (Uprety et al. 2012, Ziembicki et al. 2013, Babai y Molnár 2016). Esto en parte debido a la influencia del conocimiento ambiental sobre las actitudes, las prácticas y las decisiones de los individuos (Shen et

al. 2012, Cox y Gaston 2015). Así, su estudio y entendimiento resultan claves para la identificación de necesidades, conductas, cosmovisiones, prácticas y técnicas que podrían impulsar el manejo sustentable de la biodiversidad y los ecosistemas (Duchelle 2007, Lira et al. 2009).

Diversos parámetros ecológicos han sido empleados para analizar los conocimientos y las percepciones sociales relacionados con la biodiversidad. Entre ellos destacan la riqueza de especies, la abundancia de las poblaciones, la integridad ecosistémica, la estructura y la composición de las comunidades bióticas (Hernandez-Stefanoni et al. 2006, Pitman et al. 2011, Cox y Gaston 2015, Celis-Diez et al. 2017, Miller y Doolittle 2017, Santos et al. 2020). Además, algunas investigaciones han analizado los saberes locales sobre asociaciones de hábitat, patrones de distribución, interacciones interespecíficas e historia natural de los organismos (Jernigan y Dauphiné 2008, Babai y Molnár 2016, Silva-Andrade et al. 2016, Baxin Beltrán et al. 2020, Santos et al. 2020). A través de estas evaluaciones, se ha determinado que los conocimientos locales y tradicionales pueden compararse y vincularse con las investigaciones científicas, lo cual brinda oportunidades de aplicación práctica en materia de manejo sustentable de ecosistemas y conservación de la biodiversidad (Hernandez-Stefanoni et al. 2006, Acharya et al. 2009, Santos et al. 2020). No obstante, los estudios que integran los aspectos ecológicos y etnográficos aún son limitados (Robinson et al. 2016, Ortega-Álvarez y Casas 2022) y requieren un mayor impulso. De forma particular, la etnozoología es un campo que ha hecho explícito este interés, dando pasos importantes y constituyendo una importante plataforma para construir andamiajes teóricos y metodológicos que faciliten la investigación en tal dirección.

Los pueblos originarios suelen contar con un amplio conocimiento biológico y ecológico asociado al medio en el que habitan (Berkes 1999, Berkes et al. 2000, Toledo 2002, Toledo y Barrera-Bassols 2008). Sin embargo, el crecimiento urbano, los medios de comunicación, la globalización y el modelo económico hegemónico son todos factores que imponen condiciones que atentan contra la continuidad de los saberes locales (Shen et al. 2012, Chinlampianga et al. 2013, Celis-Diez et al. 2017). América Latina se caracteriza por su extensa riqueza biocultural, una de las más diversas del mundo (Maffi 2005, 2012). Sin embargo, esta se encuentra bajo una creciente presión debido a la pujante industrialización y crecimiento urbano (UN-Habitat 2012). Si bien los asentamientos humanos medianos y pequeños dominan la región, los estudios latinoamericanos sobre ecología urbana se han centrado en las grandes urbes (Elmqvist et al. 2013), mientras que los procesos migratorios, desplazamientos y crecimientos suburbanos son fenómenos considerables que han sido poco estudiados en el contexto de las repercusiones ecológicas y los cambios de estado de la biodiversidad. Asimismo, existe la necesidad de que los estudios de ecología urbana integren componentes y procesos socioculturales entre sus objetivos (Elmqvist et al. 2013, Shackleton et al. 2021). El análisis y entendimiento de aspectos etnoecológicos asociados a pequeños asentamientos humanos de Latinoamérica son fundamentales para lograr una comprensión integral de estos sistemas, considerando un contexto socioecológico local que facilite la atención de las necesidades regionales de conservación y manejo sustentable de los ecosistemas.

Las aves son un grupo de estudio ideal para analizar aspectos etnoecológicos relacionados con los asentamientos humanos y el impacto ecológico y cultural de los procesos de urbanización en América Latina. Más allá de los roles ecológicos clave que desempeñan en los ecosistemas (Sekercioglu 2006), las aves han sido elementos fundamentales en la vida cultural de los pueblos originarios (Tidemann y Gosler 2010). Son relativamente fáciles de muestrear (Chambers 2008), y al ser conspicuas y carismáticas, llaman la atención de la gente y suelen ser observadas e identificadas con mayor facilidad que otros animales (Burnett et al. 2005, Ortega-Álvarez et al. 2015). Además, la diversidad de aves es muy alta en la región (Jenkins et al. 2013), y cada especie responde de forma diferencial a las condiciones ecológicas que se encuentran en los asentamientos humanos (Gardali et al. 2006, Bonier 2012). En particular, los traspatios y jardines son espacios urbanos de suma relevancia ecológica y social, pues ahí las aves encuentran alimento y refugio, mientras que la gente interactúa con ellas de forma cercana (Cox y Gaston 2015, Ortega-Álvarez y Casas 2022). Esta interacción ave-humano que ocurre en traspatios y jardines brinda a la población la oportunidad de desarrollar su percepción sobre las diferencias entre especies, su conducta y abundancia, lo que a su vez incide sobre el conocimiento local en torno a estos animales, el bienestar psicológico poblacional y la relación de la sociedad con el ambiente (Cox y Gaston 2015). Sin embargo, los estudios etnoecológicos sobre aves en traspatios latinoamericanos son escasos. En general, se han enfocado en identificar el tipo de especies criadas como aves de corral, así como en caracterizar la práctica de

la avicultura comunitaria y determinar su aportación a la alimentación y economía familiar (Vásquez-Dávila y Lope-Alzina 2012, Perezgrovas Garza et al. 2020).

En este trabajo analizamos, desde una perspectiva etnoecológica, la percepción de la comunidad nahua de Zacualpan, Colima, México, sobre la riqueza de especies de aves que visita los traspatios del poblado. Para ello, realizamos entrevistas a diferentes miembros de la comunidad, indagando sobre el número de especies que pueden distinguir en sus traspatios. Adicionalmente, utilizamos puntos de conteo para muestrear aves y estimar la riqueza específica asociada con estos espacios urbanos. Así, comparamos el número de especies que percibe la población local en los traspatios con respecto a la información generada en nuestros muestreos. Formulamos dos hipótesis para el desarrollo de nuestro trabajo. La primera postula que la población local tiene un conocimiento amplio sobre el número de especies de aves que visitan los traspatios, relacionado al contacto con las aves tanto por la actividad cinegética como de cuidado de los traspatios. Por lo tanto, predecimos que esto se ve reflejado en valores de percepción de riqueza similares a las estimaciones obtenidas a través de los muestreos. La segunda hipótesis postula que las actividades propias y diferentes entre hombres y mujeres determinan la percepción de la riqueza de aves que visita los traspatios. Por lo tanto, planteamos dos predicciones alternativas: (a) los hombres perciben una mayor riqueza aviar que las mujeres, debido a que los primeros suelen reconocer más especies de aves por su participación en actividades cinegéticas (Clamsen Mmassy y Røskaft 2013, Santos et al. 2020); o, alternativamente, (b) las mujeres tienen mayor conocimiento de las aves del traspatio al ser un espacio manejado principalmente por ellas (Vieyra et al. 2004).

MÉTODOS

Sitio de estudio

Desarrollamos la investigación en la comunidad nahua de Zacualpan (19°21.789'N, 103°49.437'O), ubicada en el estado de Colima, en la región occidental de México (Fig. 1a). El asentamiento humano se localiza a 640 msnm, cubre una superficie aproximada de 30 hectáreas y aloja una población cercana a los 2000 habitantes (Fig. 1b). En general, las calles se encuentran pavimentadas, las casas son de un piso y cuentan con un traspatio. En estos últimos la gente cría animales de corral y cultiva especies vegetales que son apreciadas como ornamentales y por el alimento que proveen, tales como el Guamúchil (*Pithecellobium dulce*), el Tamarindo (*Tamarindus indica*) y la Ciruela (*Spondias purpurea*). En torno al poblado se observan áreas agrícolas donde se siembra principalmente Maíz (*Zea mays*), Calabaza (*Cucurbita* spp.) y Ciruela. La selva baja caducifolia domina el paisaje, aunque su estado de conservación ha sido mermado por la ganadería extensiva que se practica en el territorio. La población local utiliza ampliamente los

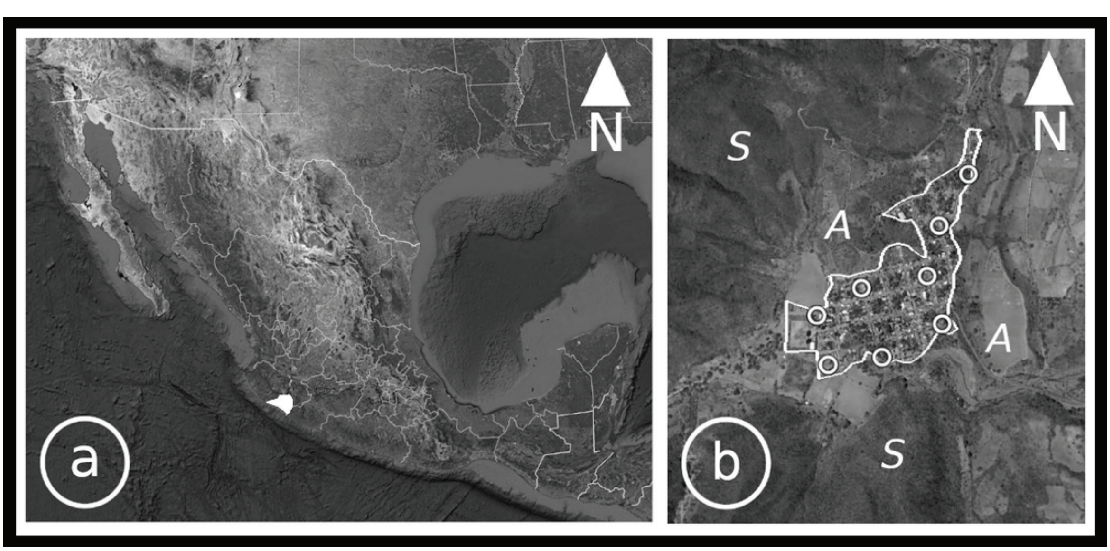


Figura 1. Sitio de estudio. a) El polígono blanco señala la ubicación del estado de Colima, al oeste de México. b) El asentamiento humano de la comunidad nahua de Zacualpan, Colima, está delimitado por el polígono de contorno blanco. Los círculos señalan la localización de los puntos de conteo utilizados para muestrear aves en traspatios. En torno al poblado se observan áreas agrícolas (A), mientras que alrededor de estas últimas domina la selva baja caducifolia (S).

recursos animales y vegetales presentes en las áreas boscosas aledañas al asentamiento humano. Por ejemplo, el Bonete (*Jacaratia mexicana*), las semillas de la Parota (*Enterolobium cyclocarpum*), los panales de avispas (*Polistes* sp.) y los chacales (*Macrobrachium* sp.) son sumamente valorados por la comunidad.

Muestreo ornitológico

Llevamos a cabo muestreos de aves en algunos traspatios de la comunidad de Zacualpan durante el mes de enero de 2022, correspondiente a la estación invernal en el hemisferio norte. Durante esta temporada, las especies migratorias boreales están presentes en la localidad y confluyen con las residentes, por lo que se facilita el registro y la estimación de la cantidad máxima de especies que utilizan el sitio de forma anual. Basándonos en la superficie del asentamiento humano de Zacualpan, seleccionamos el número de puntos de conteo y su localización en los traspatios, separándolos entre sí por una distancia mínima de 200 m para recabar datos independientes (Bibby et al. 2000). En consecuencia, los muestreos los realizamos desde ocho puntos de conteo diferentes, los cuales abarcaron todo el poblado (Fig. 1b). Empleamos puntos de conteo de radio definido (30 metros) para registrar a todos los individuos de las aves vistas y escuchadas por un período de 10 minutos en cada punto (Ralph et al. 1996). Los muestreos los realizamos durante las cuatro horas posteriores al amanecer, con la finalidad de abarcar el pico de actividad aviar. Con el propósito de incrementar nuestro tamaño de muestra, repetimos durante ocho ocasiones los muestreos en cada punto de conteo. Todas las repeticiones fueron llevadas a cabo a lo largo de un mes y procuramos hacerlas en días y horarios diferentes para evitar sesgos en la temporalidad de nuestros registros. De esta manera, muestreamos un total de 64 puntos de conteo a lo largo de este estudio.

Estimación de la riqueza de especies

A partir de los datos obtenidos en cada punto de muestreo, estimamos la riqueza de especies de aves que utilizaron los traspatios de Zacualpan mediante el paquete "iNext" (Hsieh et al. 2016), ejecutado en el lenguaje de programación estadístico R (R Core Team 2020). Empleamos las abundancias observadas de cada especie para estimar curvas de rarificación (estimación interpolada) y curvas de extrapolación (estimación predicha) basadas en el tamaño de muestra. Este procedimiento permite realizar la estimación del número de especies considerando magnitudes diferentes con respecto al número de individuos (Chao et al. 2014). La consideración del número de individuos es relevante para evitar sesgos durante la estimación de la riqueza específica de la comunidad estudiada, ya que no todas las especies exhiben una misma abundancia (e.g., especies poco abundantes vs. especies numerosas) y contribuyen de manera diferencial a la estimación de la riqueza (Chao et al. 2014).

Investigación etnográfica: riqueza percibida

De forma adicional al desarrollo de los muestreos ornitológicos, utilizamos entrevistas con el propósito de conocer la percepción de la comunidad de Zacualpan sobre la riqueza de especies de aves que visitan los traspatios del poblado. La gente participante fue seleccionada al azar y fue entrevistada de manera individual. Si bien conversamos con las personas propietarias de los traspatios que visitamos durante los muestreos de aves, resultó imposible realizar registros ornitológicos en los traspatios de toda la población participante de la entrevista. Esto último debido a que el asentamiento humano es reducido (~30 hectáreas) y se hubiera corrido el riesgo de no recabar datos avifaunísticos independientes dada la cercanía de múltiples traspatios.

A lo largo de la entrevista empleamos un lenguaje libre de tecnicismos, solicitándole a la gente que mencionara la cantidad de especies de aves que visita sus traspatios mediante la siguiente pregunta: "¿cuántos tipos distintos de aves visitan su traspatio a lo largo de todo el año?". En aras de evitar confusiones entre distintos animales, nos cercioramos de que las personas entrevistadas se refirieran únicamente a especies pertenecientes a la Clase Aves al hacer hincapié en la característica distintiva del grupo (i.e., posesión de plumas). Asimismo, tras realizar la pregunta, enfatizamos que la información solicitada se refería únicamente al número de especies de aves percibido a lo largo del año, independientemente del conocimiento del nombre de cada tipo de ave o de la capacidad de reconocerlas. Si bien enfocamos la entrevista en recopilar la respuesta asociada a la pregunta de interés, nos mostramos abiertos para continuar con la conversación cuando la gente entrevistada quiso brindar información complementaria a su contestación. De cada persona registramos género y edad. La percepción local sobre la riqueza aviar que visita los traspatios la analizamos para toda la comunidad; asimismo, realizamos comparaciones entre mujeres y hombres. Para el desarrollo del estudio obtuvimos el consentimiento de las autoridades comunitarias, así como el

permiso de cada persona para realizar las entrevistas y analizar la información obtenida.

RESULTADOS

Estimación de la riqueza de especies

En promedio observamos 4.5 especies de aves por cada repetición realizada en los puntos de conteo. Considerando todos los muestreos, registramos un total de 40 especies (Tabla 1). Nuestras estimaciones sugieren que este valor podría fluctuar entre 35 y 45 especies (intervalo de confianza de 95%) (Fig. 2) (Apéndice Tabla A1). Asimismo, las estimaciones extrapoladas muestran que aún es posible encontrar especies diferentes a las detectadas en este estudio (Fig. 2). Por ejemplo, si se incrementara el esfuerzo de muestreo hasta registrar 884 individuos de aves, sería factible observar hasta 49 especies (límite inferior: 40 especies, límite superior: 59 especies) (Apéndice Tabla A1).

Investigación etnográfica: riqueza percibida

Entrevistamos a un total de 71 miembros de la comunidad de Zacualpan. De ellos, 39 fueron hombres y 32 mujeres, con una edad promedio de 45 años. Alrededor del 21% de la población entrevistada declaró que no pone atención a las aves (28% mujeres, 15% hombres). La mayoría de la población (61%) percibió que la riqueza de aves que visita los traspatios oscila entre 1 y 10 especies (Fig. 3). Este mismo patrón se observó tanto para mujeres (59%) como para hombres (62%). No obstante, existió una mayor dispersión en las riquezas percibidas por las mujeres (Fig. 3). Aquella persona que sugirió una riqueza aviar similar a los valores de riqueza que observamos (40 ± 5 especies) representó un caso extraordinario (1% de la población total; un hombre). Cinco miembros de la población (7%; una mujer, cuatro hombres) sugirieron valores de riqueza de especies de aves por encima de nuestros valores estimados (Fig. 3).

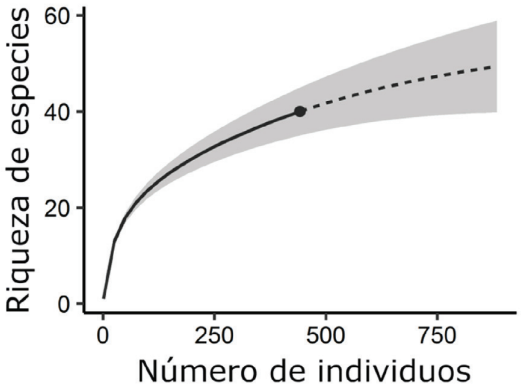


Figura 2. Riqueza de especies de aves estimada para los traspatios de Zacualpan, Colima, México. La línea continua señala las estimaciones interpoladas, la punteada indica las estimaciones extrapoladas y el círculo denota la riqueza observada. El área sombreada representa los intervalos de confianza (95%).

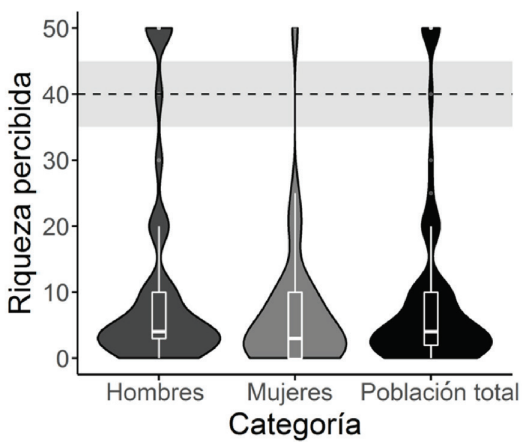


Figura 3. Riqueza de aves percibida por hombres, mujeres y por la población total entrevistada de Zacualpan, Colima, México. El diagrama de violín expone la distribución de las riquezas percibidas por cada categoría evaluada, así como su densidad. Dentro de cada diagrama de violín se añadió un diagrama de caja y bigote para mostrar las propiedades relativas a la distribución de las frecuencias de nuestros datos, incluyendo extremos superior e inferior, primer cuartil, mediana y tercer cuartil. La línea punteada representa la riqueza de aves observada, mientras que la franja sombreada denota su intervalo de confianza (95%).

DISCUSIÓN

De acuerdo con nuestros resultados, la mayoría de la población advierte una riqueza de aves en los traspatios muy por debajo de las estimaciones realizadas. Por ejemplo, si bien podrían encontrarse hasta 49 especies en estos sitios, la gente percibe que a lo sumo podría observar 10. Esto sugiere que, a diferencia de lo señalado por otras investigaciones (Clamsen Mmassy y Røskaft 2013, Celis-Diez et al. 2017), la interacción frecuente con las aves ha sido insuficiente para que la gente conozca más sobre ellas. Dado que las comunidades originarias suelen poseer un conocimiento detallado de las aves locales (Acharya et al. 2009, Santos et al. 2020), estos resultados nos parecen inesperados. El patrón que registramos es similar a aquel reportado para poblaciones humanas que habitan grandes centros urbanos, donde la percepción ciudadana de la riqueza aviar es menor a la que existe en las áreas verdes (Celis-Diez et al. 2017). La falta de

Tabla 1. Especies de aves registradas en los traspatios de Zacualpan, Colima, México. E: endémica de México, PR: considerada bajo protección especial por el gobierno mexicano (SEMARNAT 2010). Los nombres comunes siguen aquellos propuestos por Berlanga et al. (2015).

Familia	Especie	Nombre común	Residencia
Cracidae	*Ortalis poliocephala* (E)	Chachalaca Pálida	Residente
Columbidae	*Streptopelia decaocto*	Paloma de Collar Turca	Residente
	Columbina inca	Tortolita Cola Larga	Residente
	Zenaida asiatica	Paloma Alas Blancas	Residente
Trochilidae	*Heliomaster constantii*	Colibrí Picudo Occidental	Residente
	Archilochus colubris	Colibrí Garganta Rubí	Migratorio
	Archilochus alexandri	Colibrí Barba Negra	Migratorio
	Cynanthus latirostris	Colibrí Pico Ancho Norteño	Residente
Cathartidae	*Cathartes aura*	Zopilote Aura	Residente
Accipitridae	*Accipiter cooperii* (PR)	Gavilán de Cooper	Migratorio
	Buteo albonotatus (PR)	Aguililla Aura	Residente
Picidae	*Melanerpes chrysogenys* (E)	Carpintero Enmascarado	Residente
Psittacidae	*Eupsittula canicularis* (PR)	Perico Frente Naranja	Residente
Tyrannidae	*Camptostoma imberbe*	Mosquerito Chillón	Residente
	Pitangus sulphuratus	Luis Bienteveo	Residente
	Myiozetetes similis	Luisito Común	Residente
	Tyrannus melancholicus	Tirano Pirirí	Residente
	Tyrannus crassirostris	Tirano Pico Grueso	Residente
	Empidonax minimus	Papamoscas Chico	Migratorio
Vireonidae	*Vireo hypochryseus* (E)	Vireo Amarillo	Residente
	Vireo gilvus	Vireo Gorjeador	Migratorio
Corvidae	*Calocitta formosa*	Urraca Cara Blanca	Residente
Polioptilidae	*Polioptila caerulea*	Perlita Azulgris	Migratorio
Troglodytidae	*Campylorhynchus rufinucha*	Matraca Nuca Canela	Residente
Turdidae	*Turdus rufopalliatus* (E)	Mirlo Dorso Canela	Residente
Passeridae	*Passer domesticus*	Gorrión Doméstico	Residente
Fringillidae	*Euphonia godmani* (E)	Eufonia Garganta Negra Mexicana	Residente
Icteridae	*Cassiculus melanicterus*	Cacique Mexicano	Residente
	Icterus pustulatus	Calandria Dorso Rayado	Residente
	Quiscalus mexicanus	Zanate Mayor	Residente
Parulidae	*Leiothlypis celata*	Chipe Oliváceo	Migratorio
	Leiothlypis luciae	Chipe Rabadilla Castaña	Migratorio
	Leiothlypis ruficapilla	Chipe Cabeza Gris	Migratorio
	Setophaga petechia	Chipe Amarillo	Residente
Cardinalidae	*Piranga ludoviciana*	Piranga Capucha Roja	Migratorio
	Cyanocompsa parellina	Colorín Azulnegro	Residente
	Passerina caerulea	Picogordo Azul	Migratorio
	Passerina leclancherii (E)	Colorín Pecho Naranja	Residente
	Passerina versicolor	Colorín Morado	Migratorio
Thraupidae	*Saltator grandis*	Saltador Gris Mesoamericano	Residente

interés sobre este grupo animal podría ser un factor determinante en nuestros resultados, debido a que un porcentaje importante de la gente reconoció que no pone atención a las aves que visitan sus traspatios.

Las diferencias taxonómicas y de nomenclatura que existen entre las clasificaciones científicas y tradicionales pueden propiciar una discrepancia entre la riqueza aviar estimada y la percibida (Acharya et al. 2009, Pitman et al. 2011). No obstante, consideramos que éste no es nuestro caso debido a que mantuvimos conversaciones con algunos miembros entrevistados y notamos un claro desconocimiento de los nombres tradicionales asociados a las especies de aves locales, aun cuando las reconocen visualmente. También nos percatamos de que la selva circundante se percibe como el hábitat idóneo para las aves, mientras que el pueblo se aprecia como un espacio carente de interés para este grupo animal. Así, en ocasiones las aves fueron consideradas como elementos ajenos al poblado y restringidos a la selva. Esto coincide con otros estudios que señalan la poca relevancia biológica que la gente puede atribuirle a los sitios urbanizados y a su biodiversidad asociada (Hoyle et al. 2019, Phillips y Lindquist 2021). Esta impresión también pudo haber influido en la reducida riqueza aviar que localmente se percibe en los traspatios. De hecho, advertimos cierta sorpresa entre la población entrevistada relacionada con nuestro propósito de registrar aves en el pueblo, y no en el monte.

A través de conversaciones con la gente, nos percatamos de que las especies grandes, diurnas y de interés cinegético suelen ser mejor conocidas por la población local (Santos et al. 2020), tales como la Chachalaca Pálida (*Ortalis poliocephala*) y las palomas (*Columbina inca*, *Zenaida asiatica*). También, la gente suele ubicar a las especies exóticas y explotadoras urbanas, incluyendo al Gorrión Doméstico (*Passer domesticus*), al Zanate Mayor (*Quiscalus mexicanus*) y a la Paloma de Collar Turca (*Streptopelia decaocto*). Asimismo, reconocen especies que son muy conspicuas, estéticamente carismáticas (Lorimer 2007) y con las que compiten por los recursos alimentarios que ofrecen los traspatios (i.e., Guamúchil), como los Pericos de Frente Naranja (*Eupsittula canicularis*). Sin embargo, este conjunto incluye a pocos tipos de aves, pudiendo sesgar la percepción local en cuanto a número de especies se refiere. Ya que muchas de las aves que registramos en los traspatios son pequeñas, pertenecen a una misma familia y son difíciles de distinguir sin equipo especializado (e.g., Trochilidae, Tyrannidae, Parulidae), posiblemente pasen desapercibidas entre la población local (Miller y Doolittle 2017), más aún cuando no hay un interés particular por observarlas. Desde una perspectiva ecológica, la baja probabilidad de ocupación y detección de algunas especies, una distribución heterogénea de las aves en el poblado y diferencias en las condiciones del microhábitat entre traspatios, podrían propiciar la variación local del número de especies registradas y consecuentemente incidir sobre la percepción comunitaria de la riqueza de aves asociada a los traspatios.

Algunas personas entrevistadas puntualizaron que la actividad de las aves en el pueblo se ha visto mermada por el incremento del desarrollo urbano local, así como por el aumento en la actividad agrícola y ganadera en los alrededores de la comunidad. Estas observaciones pudieron haber sido determinantes para que su riqueza aviar percibida fuera baja. Asimismo, se ha registrado que el cambio en las prácticas productivas, el grado de disturbio de los ecosistemas y el incremento del desarrollo urbano afectan el conocimiento sobre las especies locales (Pilgrim et al. 2008, Silva-Andrade et al. 2016, Miller y Doolittle 2017). Estos factores también podrían jugar un papel relevante en la reducción del conocimiento local sobre las aves.

En nuestro estudio no registramos diferencias en la percepción de la riqueza de aves entre mujeres y hombres. Ambos grupos percibieron valores de riqueza por debajo de las estimaciones que realizamos. De acuerdo con otras investigaciones (Clamsen Mmassy y Røskaft 2013, Santos et al. 2020), los hombres suelen reconocer más especies silvestres que las mujeres debido a que participan más activamente en actividades cinegéticas. Posiblemente las variaciones con otros estudios radican en que la actividad cinegética local está siendo desincentivada, y que, además, suele concentrarse en otros grupos animales (e.g., mamíferos, reptiles, peces, crustáceos) y aves de mayor tamaño (i.e., palomas, chachalacas). Debido a que la mayoría de las especies de aves locales son pequeñas y suelen ser ignoradas por los cazadores de la comunidad, la riqueza de aves percibida pudo haber decaído. Esta última situación pudo haber conllevado a que las mujeres también perciban riqueza de aves bajas, aun cuando son ellas quienes suelen manejar los traspatios.

Investigaciones futuras podrían evaluar la nomenclatura local para las aves y su prevalencia al interior de la comunidad. Asimismo, resultaría útil analizar las diferencias existentes entre la riqueza percibida para la selva y aquella asociada al asentamiento humano, así como identificar los motivos por los que la comunidad reconoce a ciertas especies de

aves. Trabajos venideros que cuenten con un tamaño de muestra superior al nuestro podrían evaluar el efecto de otros factores sociales que potencialmente inciden sobre la percepción de la riqueza de aves, tales como la edad, el tiempo de residencia en el lugar, la actividad a la que se dedica la gente entrevistada y su grado de escolaridad.

CONCLUSIÓN

Por medio de este estudio pudimos lograr una primera aproximación al conocimiento de las aves de la comunidad de Zacualpan, México. Con base en nuestros resultados consideramos que la población local podría estar atravesando por un proceso de homogeneización biocultural (Celis-Diez et al. 2017), al menos en lo que respecta al conocimiento que poseen sobre sus aves. Es posible que el origen de este proceso sea multi-factorial y esté determinado por el desarrollo urbano y la falta de interés local en su avifauna (Robinson et al. 2016, Miller y Doolittle 2017). Asimismo, sería relevante investigar el papel que juegan los factores históricos, los medios de comunicación y los mecanismos de enseñanza local en este proceso (Celis-Diez et al. 2017, Miller y Doolittle 2017). Si bien la pérdida de conocimiento ambiental suele ser más fuerte en países desarrollados y altamente urbanizados (Pilgrim et al. 2008), nuestro estudio sugiere que esta también puede afectar a regiones en desarrollo y que presentan bajos niveles de urbanización. La erosión de los saberes tradicionales representa un serio problema de educación pública, que a su vez impacta negativamente a la conservación biológica, al desarrollo comunitario y al bienestar emocional de la población local (Cox y Gaston 2015, Robinson et al. 2016, Miller y Doolittle 2017). Para apuntalar el conocimiento de la comunidad en torno a las aves podría resultar útil la implementación de actividades de sensibilización ambiental en las escuelas locales, así como el desarrollo de talleres de identificación de aves, festivales, programas de monitoreo y proyectos de aviturismo comunitario. Finalmente, resulta importante evidenciar la relevancia socioecológica de los traspatios y reconocerlos como espacios de encuentro que podrían facilitar el acercamiento de la gente con sus aves. Este acercamiento posiblemente pueda lograrse a través de una aproximación que relacione cuestiones productivas, alimentarias y ornitológicas, ya que estudios previos en la comunidad han evidenciado la trascendencia de los traspatios como fuente de alimento tanto para las aves como para la gente (Ortega-Álvarez et al. 2022). Además, frente al incremento del desarrollo urbano, los traspatios podrían destacar como áreas verdes urbanas de alto interés educativo, productivo, ecológico y para la conservación biológica.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a la comunidad de Zacualpan por todas las facilidades brindadas para realizar este estudio, particularmente a J. Santos, A. Santos y D. Zamora, así como a toda la gente que amablemente participó en las entrevistas. También reconocemos el apoyo de A. Pacheco, F. Estañol Tecuatl, S. Rangel y D. Paz durante el trabajo de campo asociado a este proyecto. Este estudio recibió apoyo financiero de los proyectos PAPIIT, DGAPA, UNAM (IN206520) y CONACYT (A1-S-14306). Los autores agradecen el apoyo provisto a RO-A por el Programa de Becas Posdoctorales DGAPA-UNAM 2021-2022. Reconocemos la importancia de los comentarios y las sugerencias brindadas por dos revisores anónimos y el cuerpo editorial de la revista, ya que mejoraron la calidad de nuestro manuscrito.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

Acharya BK, Chettri B y Vijayan L (2009) Indigenous knowledge of Lepcha community for monitoring and conservation of birds. *Indian Journal of Traditional Knowledge* 8:65–69

Babai D y Molnár Z (2016) Species-rich mountain grasslands through the eyes of the farmer: flora, species composition, and extensive grassland management. *Martor* 21:147–169

Baxin Beltrán C, Baxin Salazar F, Málaga Temich B, Medina Mena I, Atanacio López M, Flores Gutiérrez M, Lozada Ronquillo MP, Calderón-Parra R y Ortega-Álvarez R (2020) Community-based monitoring for the Tuxtla Quail-Dove *Zentrygon carrikeri*: a contribution to the natural history of an elusive, endangered and micro-endemic species of Mexico. *Ornithological Science* 19:87–92

Berkes F (1999) Sacred Ecology. Traditional Ecological Knowledge and Resource Management. Taylor and Francis, Philadelphia and London, UK

Berkes F, Colding J y Folke C (2000) Rediscovery of traditional ecological knowledge as adaptive management. *Ecological Applications* 10:1251–1262

Berlanga H, Gómez de Silva H, Vargas- Canales VM, Rodríguez-Contreras V, Sánchez-González LA, Ortega-Álvarez R y Calderón-Parra R (2015). Aves de México: Lista Actualizada de Especies y Nombres Comunes. CONABIO, México

Bibby C, Burgess N, Hill D y Mustoe S (2000) Bird Census Techniques. Academic Press, Great Britain

Bonier F (2012) Hormones in the city: Endocrine ecology of urban birds. *Hormones and Behavior* 61:763–772

Burnett RD, Gardali T y Geupel GR (2005) Using Songbird Monitoring to Guide and Evaluate Riparian Restoration in Salmonid-focused Stream Rehabilitation Projects. US Forest Service General Technical Report, USA

Celis-Diez JL, Muñoz CE, Abades S, Marquet PA y Armesto JJ (2017) Biocultural homogenization in urban settings: public knowledge of birds in city parks of Santiago, Chile. *Sustainability* 9:485

Chambers SA (2008) Birds as Environmental Indicators: Review of Literature. Parks Victoria Technical Series No. 55, Melbourne

Chao A, Gotelli NJ, Hsieh TC, Sander EL, Ma KH, Colwell RK y Ellison AM (2014) Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: A framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs* 84:45–67

Chinlampianga M, Singh RK y Shukla AC (2013) Ethnozoological diversity of Northeast India: Empirical learning with traditional knowledge holders of Mizoram and Arunachal Pradesh. *Indian Journal of Traditional Knowledge* 12:18–30

Clamsen Mmassy E y Røskaft E (2013) Knowledge of birds of conservation interest among the people living close to protected areas in Serengeti, Northern Tanzania. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services and Management* 9:114–122

Cox DTC y Gaston KJ (2015) Likeability of garden birds: Importance of species knowledge and richness in connecting people to nature. *PLoS ONE* 10:1–14

Duchelle AE (2007) Observations on natural resource use and conservation by the Shuar in Ecuador's Cordillera del Cóndor. *Ethnobotany Research and Applications* 5:5–23

Elmqvist T, Fragkias M, Goodness J, Güneralp B, Marcotullio PJ, McDonald RI, Parnell S, Schewenius M, Sendstad M, Seto KC y Wilkinson C (2013) Urbanization, biodiversity and ecosystem services: Challenges and opportunities. Springer, New York

Frake CO (1962) Cultural ecology and ethnography. *American Anthropologist* 64:53–59

Gardali T, Holmes AL, Small SL, Nur N, Geupel GR y Golet GH (2006) Abundance patterns of landbirds in restored and remnant riparian forest on the Sacramento River, California, U.S.A. *Restoration Ecology* 14:391–403

Hernandez-Stefanoni JL, Bello Pineda J y Valdes-Valadez G (2006) Comparing the use of indigenous knowledge with classification and ordination techniques for assessing the species composition and structure of vegetation in a tropical forest. *Environmental Management* 37:686–702

Hoyle H, Jorgensen A y Hitchmough JD (2019) What determines how we see nature? Perceptions of naturalness in designed urban green spaces. *People and Nature* 1:167–180

Hsieh TC, Ma KH y Chao A (2016) iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution* 7:1451–1456

Jenkins CN, Pimm SL y Joppa LN (2013) Global patterns of terrestrial vertebrate diversity and conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 110:E2602-10

Jernigan K y Dauphiné N (2008) Aguaruna knowledge of bird foraging ecology: a comparison with scientific data. *Ethnobotany Research and Applications* 6:93–106

Lira R, Casas A, Rosas-López R, Paredes-Flores M, Pérez-Negrón E, Rangel-Landa S, Solís L, Torres I y Dávila P (2009) Traditional knowledge and useful plant richness in the Tehuacan-Cuicatlan, Mexico. *Economic Botany* 63:271–287

Lorimer J (2007) Nonhuman charisma. *Environment and Planning D: Society and Space* 25:911–932

Maffi L (2005) Linguistic, cultural and biological diversity. *Annual Review of Anthropology* 34:500–617

Maffi L (2012) Biocultural Diversity Conservation. Earthscan, London

Miller AM y Doolittle E (2017) Rarámuri bird knowledge and environmental change in the Sierra Tarahumara, Chihuahua, Mexico. *Journal of Ethnobiology* 37:663–681

Ogden LA, Hall B y Tanita K (2013) Animals, plants, people, and things: a review of multispecies ethnography. *Environment and Society* 4:5–24

Ortega-Álvarez R y Casas A (2022) The feeding landscape: bird and human use of food resources across a biocultural landscape of the Colombian Andes. *Sustainability* 14:4789

Ortega-Álvarez R, Pacheco-Flores A y Casas A (2022) The "Guamúchil" cultivation in a Mexican cultural landscape: a wild food source for people and birds. *Frontiers in Forests and Global Change* 5:1020207

Ortega-Álvarez R, Sánchez-González LA y Berlanga H (2015) Plumas de Multitudes, Integración Comunitaria en el Estudio y Monitoreo de Aves en México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Distrito Federal, México

Perezgrovas Garza RA, Camacho Escobar MA y Juárez Caratachea A (2020) El Guajolote Nativo de México: Estudios rcientes y perspectivas. Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, Red Mexicana sobre

Conservación y Utilización de los Recursos Zoogenéticos, A.C., México

Phillips D y Lindquist M (2021) Just weeds? Comparing assessed and perceived biodiversity of urban spontaneous vegetation in informal greenspaces in the context of two American legacy cities. *Urban Forestry and Urban Greening* 62:127151

Pilgrim SE, Cullen LC, Smith DJ y Pretty J (2008) Ecological knowledge is lost in wealthier communities and countries. *Environmental Science and Technology* 42:1004–1009

Pitman NCA, Pinedo Cecilio M, Pinedo Pudicho M, Graham JG, Núñez V. MP, Valenzuela M y Terborgh JW (2011) Indigenous perceptions of tree species abundance across an upper Amazonian landscape. *Journal of Ethnobiology* 31:233–243

R Core Team (2020) R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria

Ralph CJ, Geupel GR, Pyle P, Martin TE, Desante DF, Milá B, John C, Geoffrey R, Thomas E y David F (1996) Manual de Métodos de Campo para el Monitoreo de Aves Terrestres. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR- 159. Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture, Albany, California

Robinson BS, Inger R y Gaston KJ (2016) A rose by any other name: plant identification knowledge and socio-demographics. *PLoS ONE* 11:1–13

Santos F das CV, Souto WMS, Ribeiro ASN, de Lucena RFP y Guzzi A (2020) Traditional knowledge and perception of birds in the Parnaíba delta environmental protection area, Northeast Brazil. *Acta Scientiarum - Biological Sciences* 42:e47722

Sekercioglu CH (2006) Increasing awareness of avian ecological function. *Trends in Ecology and Evolution* 21:464–471

Semarnat (2010) Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección Ambiental – Especies nativas de México de Flora y Fauna Silvestres – Categorías de Riesgo y Especificaciones para su Inclusión, Exclusión o Cambio – Lista de Especies en Riesgo. Diario Oficial de la Federación, 30 de diciembre de 2010, Segunda Sección, México, Distrito Federal

Shackleton CM, Cilliers SS, Davoren E y Du Toit MJ (2021) Urban Ecology in the Global South. Springer, Cham, Switzerland

Shen X, Li S, Chen N, Li S, McShea WJ y Lu Z (2012) Does science replace traditions? Correlates between traditional Tibetan culture and local bird diversity in Southwest China. *Biological Conservation* 145:160–170

Silva-Andrade HL, De Andrade LP, Muniz LS, Telino WR, Albuquerque UP y Lyra-Neves RM (2016) Do farmers using conventional and non-conventional systems of agriculture have different perceptions of the diversity of wild birds? Implications for conservation. *PLoS ONE* 11:1–18

Tidemann S y Gosler AG (2010) Ethno-ornithology: Birds, Indigenous Peoples, Culture and Society. Earthscan, UK

Toledo VM (2002) Ethnoecology: A Conceptual Framework for the Study of Indigenous Knowledge of Nature. En: Stepp JR et al. (eds) Ethnobiology and Biocultural Diversity. International Society of Ethnobiology, Georgia

Toledo VM y Barrera-Bassols N (2008). La Memoria Biocultural. La Importancia Ecológica de las Sabidurías Tradicionales. Icaria Editorial, Barcelona

UN-Habitat (2012) State of Latin American and Caribbean Cities 2012. United Nations Human Settlements Programme, Kenia

Uprety Y, Asselin H, Bergeron Y, Doyon F y Boucher JF (2012) Contribution of traditional knowledge to ecological restoration: Practices and applications. *Ecoscience* 19:225–237

Vásquez-Dávila MA y Lope-Alzina D (2012) Aves y Huertos de México. Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, Instituto Tecnológico del Valle de Oaxaca, Carteles Editores, México

Vieyra J, Castillo A, Losada H, Cortés J, Alonso G, Ruiz T, Hernández P, Zamudio A y Acevedo A (2004) La participación de la mujer en la producción traspatio y sus beneficios tangibles e intangibles. *Cuadernos de Desarrollo Rural* 53:9–23

Ziembicki MR, Woinarski JCZ y Mackey B (2013) Evaluating the status of species using Indigenous knowledge: Novel evidence for major native mammal declines in northern Australia. *Biological Conservation* 157:78–92

ESTRATEGIAS DE ESCAPE DE AVES EN AMBIENTES URBANOS

Mariana Lucia Bocelli[1*], Federico Morelli[2], Yanina Benedetti[2] y Lucas Leveau[1]

[1] Departamento de Ecología, Genética y Evolución, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires – IEGEBA (CONICET – UBA), Ciudad Universitaria, Pab 2, Piso 4, Buenos Aires 1426, Argentina
[2] Czech University of Life Sciences Prague, Faculty of Environmental Sciences, Community Ecology & Conservation, Kamýcká 129, CZ-165 00 Prague 6, Czech Republic
*Autor de correspondencia: luciabocelli@gmail.com

Resumen. Para huir de depredadores, las aves urbanas pueden elegir entre dos estrategias de escape: correr o volar. Estos comportamientos de huida presentan distintos costos para el individuo, teniendo el primero un menor gasto energético pero mayor riesgo de depredación y viceversa. Sin embargo, los factores que afectan la selección de una u otra estrategia han sido poco estudiados. Por lo tanto, el objetivo del estudio es analizar la variación de las diferentes estrategias de escape en aves en relación a factores intrínsecos (especie) o extrínsecos (variables ambientales, estación del año). Para esto, se investigaron los factores que influencian el comportamiento de huida de 433 individuos pertenecientes a 24 especies de aves urbanas. Se realizaron modelos lineales generalizados para determinar el efecto de los diferentes factores: cobertura vegetal e infraestructura, disturbios humanos, especie, estacionalidad, gregarismo, hábitat y tamaño del ave. La estrategia de vuelo fue preferentemente elegida durante la época reproductiva y cuando las aves formaban bandadas de mayor tamaño. A su vez, la probabilidad de seleccionar una u otra estrategia varió entre especies. Los resultados sugieren que el comportamiento de escape se ve influenciado por factores tanto intrínsecos como extrínsecos, y resaltan la capacidad de las aves para adaptar su comportamiento a las condiciones ambientales cambiantes.

Palabras clave: *aves, comportamiento, estacionalidad, estrategia de escape, urbanización.*

Abstract. BIRDS' ESCAPE STRATEGIES IN URBAN ENVIRONMENTS. When escaping from predators, urban birds may choose between two strategies: to run or to fly. These escape behaviors have different costs for the individual, the first having a lower energy expenditure but a higher risk of predation and vice versa. However, little is known about the factors affecting the selection of these strategies. Therefore, this study aims to analyze the variation of different escape strategies in birds in relation to intrinsic (species) or extrinsic (environmental variables, season of the year) factors. To this end, factors that influence the flight behavior of 433 individuals belonging to 24 species of urban birds were analyzed. Generalized linear models were performed to determine the effect of the different factors: vegetation cover and infrastructure, human disturbances, species, seasonality, gregariousness, habitat, and bird size. The flight strategy was preferred during the breeding season and when birds formed larger flocks. Also, the probability of selecting one strategy or the other varied between species. The results suggest that escape behavior is influenced by both intrinsic and extrinsic factors, and highlights birds' ability to adapt their behavior to changing environmental conditions.

Keywords: *birds, behavior, escape strategy, seasonality, urbanization.*

Recibido: 28 de junio de 2022; Aceptado: 4 de octubre de 2022

La creciente urbanización es una de las principales preocupaciones para la conservación de la biodiversidad (Dearborn y Kark 2010), ya que modifica el paisaje y afecta la distribución y abundancia de especies. Las perturbaciones humanas (peatones, animales domésticos, entre otras) pueden tener efectos adversos comparables con los cambios en la estructura y composición de la vegetación (Papouchis et al. 2001, Parris y Schneider 2008, Schlesinger et al. 2008, Rebolo-Ifrán et al. 2015). Por ello, se requiere de una mayor comprensión del impacto que tienen las crecientes perturbaciones humanas sobre la biodiversidad (Blumstein et al. 2005, Tätte et al. 2018).

Al escapar de predadores en ambientes urbanos, las aves que se alimentan en el suelo pueden elegir entre dos estrategias: correr o volar (Rodriguez-Prieto et al. 2008). Estos comportamientos de huida presentan distintos costos y beneficios para el individuo (Ydenberg y Dill 1986, Blumstein 2019), teniendo el primero un menor gasto energético pero mayor riesgo de depredación y viceversa. Los costos energéticos asociados con correr son más bajos (Butler 1991), ya que las aves pueden luego reanudar rápidamente el forrajeo y permiten al individuo tener un período más largo para evaluar el riesgo real que supone un depredador (Domenici y Blake 1993, Cooper et al.

2007), lo que podría optimizar las decisiones de escape posteriores (Rodriguez-Prieto et al. 2008). Estudios previos señalaron que el correr como estrategia de escape ocurre cuando se percibe un bajo riesgo de depredación (Tätte et al. 2018, 2020). Sin embargo, el individuo está expuesto a un mayor riesgo de depredación, ya que la velocidad de escape es menor y la distancia al depredador es más corta al final del escape (Nuevo 2004). Por otro lado, al volar las presas reducen en gran medida este riesgo, pero a expensas de altos costos energéticos (Butler 1991) y pérdida de oportunidades de forrajeo (Brown y Kotler 2004).

Existen múltiples factores que afectan el comportamiento de escape, incluyendo factores relacionados con el tamaño del ave, el comportamiento del depredador y con el entorno social y físico (Lima 1993, Stankowich y Blumstein 2005, Blumstein 2006, Mikula 2014, Morelli et al. 2019, Santos et al. 2022). A pesar de que los entornos urbanos pueden parecer en un principio homogéneos, son en realidad muy heterogéneos en sus condiciones ambientales, abundancia y diversidad de depredadores y actividades humanas (Mikula 2014, Møller y Tryjanowski 2017, Morelli at al. 2018); como demuestran estudios previos que encontraron diferencias en la distancia de vuelo de las aves ante la aproximación de humanos (FID) en parques y cementerios urbanos (Morelli et al. 2018).

Las condiciones locales afectan directamente el comportamiento de las aves (Bötsch et al. 2017, Fernández-Juricic et al. 2002). Por ejemplo, árboles, arbustos y lápidas pueden ser utilizados como posaderos y refugios (Cooper 2003, Tryjanowski et al. 2017), lo que para algunas especies significa una disminución del riesgo de depredación (Morelli et al. 2022). A su vez, las aves se han adaptado a los entornos urbanos disminuyendo su temor a los humanos (Møller 2008, Møller et al. 2013, Piratelli et al. 2015, Cavalli et al. 2016, Samia et al. 2017, Biondi et al. 2020). En ambientes urbanos, se observa una disminución en las respuestas anti depredador que pueden estar relacionadas a una habituación a los constantes estímulos no letales causados por el hombre (Mccleery 2009) o a una variabilidad intra-específica del comportamiento de huida, donde los individuos más “audaces” son capaces de tolerar estos ambientes perturbados (Carrete y Tella 2010).

La estacionalidad trae aparejadas variaciones en la temperatura y en la duración de los ciclos de luz-oscuridad, entre otros cambios. Estos factores extrínsecos provocan cambios en los recursos (Leveau 2018), tales como un aumento o disminución en la disponibilidad de frutos o insectos, así como cambios intrínsecos en los individuos, en particular en la conducta debido a la nidificación (Deviche y Davies 2014). A su vez, durante la época reproductiva podría haber un mayor riesgo de depredación de las crías y de los individuos adultos o reproductores (Ciuti et al. 2008).

El forrajeo en grupo trae beneficios en términos de seguridad, generalmente a través de menores posibilidades de ser atrapado debido al efecto de dilución del riesgo de depredación (Roberts 1996, Fernández-Juricic et al. 2002, Stankowich y Blumstein 2005, Møller 2015): un individuo en un grupo grande reduce sus posibilidades de ser detectado cuando ocurre un ataque (Fernández-Juricic et al. 2002). La sociabilidad trae aparejada una mayor vigilancia debido al efecto de muchos ojos o “many eyes” (Stankowich y Blumstein 2005) y puede ser un factor clave en la evolución del comportamiento anti depredador (Morelli et al. 2019). Estudios previos revelaron que, ante una amenaza, una bandada emprende el vuelo más rápidamente que los individuos solitarios o los individuos en pequeños grupos (Tätte et al. 2018, Morelli et al. 1019, Garcia-Arroyo y MacGregor-Fors 2020). Esto surge porque la amenaza se detecta antes y, por lo tanto, se emprenden acciones evasivas con mayor rapidez para evitar altos costos de vigilancia (Blumstein 2010, Samia y Blumstein 2015). A su vez, las respuestas de miedo pueden transmitirse socialmente (Griffin 2004), de manera que la huida también se podría dar como consecuencia de efectos en cascada o un fenómeno contagioso (Sirot 2006, Morelli et al. 2019).

El comportamiento de escape varía según la especie (Blumstein et al. 2003, Spindler Díaz 2021), lo cual puede deberse al tamaño del cuerpo o a factores intrínsecos propios de la misma. Se ha observado una tendencia a escapar corriendo en aves de menor tamaño (Kullberg y Lafrenz 2007). A pesar de que existen numerosas explicaciones biológicas de por qué varía el comportamiento de huida según el tamaño del cuerpo (e.g. Tätte et al. 2018), esto podría deberse a que los animales más pequeños deben correr mayores riesgos ya que sus requerimientos metabólicos son relativamente más altos (Grant y Noakes 1987).

Los factores que afectan la selección de una u otra estrategia de escape han sido poco estudiados (Rodriguez-Prieto et al. 2008, Prestes et al. 2018). Por lo tanto, el objetivo de este estudio es analizar la variación de diferentes estrategias de escape en aves en relación a

los factores intrínsecos (especie, tamaño promedio del ave) o extrínsecos (cobertura vegetal e infraestructura, disturbios humanos, estación del año, gregarismo, hábitat) recién mencionados.

La cobertura vegetal e infraestructura pueden ser utilizados como refugios (Cooper 2003, Tryjanowski et al. 2017), lo que significaría una disminución en el riesgo de depredación. Por lo tanto, a mayor cobertura e infraestructura, se espera encontrar una tendencia a correr. Por otro lado, dado que el riesgo de depredación y mortalidad por el ser humano es bajo (Mccleery 2009), las aves en los espacios verdes urbanos tenderían a responder disminuyendo en su respuesta de escape (Díaz et al. 2013, Møller y Liang 2013), asumiendo mayores riesgos que aquellas en ambientes no urbanos y utilizando la estrategia de correr. A su vez, se espera que el comportamiento de escape se vea afectado según la especie (Blumstein et al. 2003, Spindler Díaz 2021) y que el escape de vuelo sea mayor durante la época reproductiva debido al mayor riesgo de depredación de las crías y de los propios individuos (Ciuti et al. 2008). Por otra parte, se espera mayor escape en vuelo a mayor tamaño bandada, debido a un mayor efecto de contagio (Sirot 2006, Morelli et al. 2019). El hábitat (parque/cementerio) también afectaría el tipo de escape, siendo la estrategia de correr más frecuente en parques que en cementerios debido al mayor acostumbramiento de las aves hacia los humanos en los parques. Por último, se espera que aquellas especies de menor tamaño escapen corriendo (Kullberg et al. 2007) debido a que sus requerimientos metabólicos son mayores (Grant y Noakes 1987) y esta estrategia de escape les permitiría reanudar rápidamente el forrajeo.

MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en la Ciudad Autónoma de Buenos Aires (34°35′59″S 58°22′55″O, 25 m.s.n.m., 3 075 646 hab.), Argentina. La temperatura media anual es de 17,9 °C, siendo la época reproductiva (primavera-verano) la estación más calurosa y la no reproductiva (otoño-invierno) la más fría (Servicio Meteorológico Nacional [SMA] s.f.). La ciudad de Buenos Aires se encuentra en la Pampa Ondulada, la cual estuvo originariamente compuesta por una estepa gramínea y parches de bosques xerofíticos (Oyarzabal et al. 2018), aunque actualmente está dominada por cultivos y plantaciones de árboles exóticos. La precipitación media anual es de 1236,3 mm, siendo la época reproductiva la más lluviosa y la no reproductiva la más seca (SMA s.f.). Se estudiaron tres parques y tres cementerios. En total, se exploraron 12 puntos para parques y 16 puntos para cementerios.

Diseño general

Los datos sobre estrategia de escape y las variables ambientales se midieron y recopilaron en los siguientes cementerios y parques de la Ciudad Autónoma de Buenos Aires: Cementerio de la Chacarita, Cementerio de Flores, Cementerio de la Recoleta, Parque Avellaneda, Parque Las Heras y Facultad de Agronomía y Veterinaria.

Los sitios fueron seleccionados según los siguientes criterios: para cada uno de los tres cementerios se eligió un parque cercano de similar tamaño con el cual compararlo, siendo la distancia entre ellos de al menos 1 km para garantizar independencia en los datos. Un solo observador recolectó los datos en distintos puntos de los cementerios y parques. Estos puntos se encontraban separados por al menos 200 m y cubriendo la mayor parte de las áreas dentro de los cementerios y parques, asegurando el muestreo de diferentes tipos de ambientes.

Los mismos sitios y puntos se visitaron dos veces en cada temporada no reproductiva y reproductiva de 2019, con un intervalo de 3 a 4 semanas. Considerando que en los espacios verdes de la ciudad los disturbios humanos varían entre días de semana (lunes a viernes) y fin de semana (sábados y domingos), en cada temporada los sitios fueron visitados una vez en cada momento. De esta manera, se buscó minimizar un potencial sesgo vinculado a los patrones de disturbios humanos.

Recolección de datos

La recolección de datos se realizó en días sin lluvia ni viento fuerte y durante las primeras cuatro horas de la mañana. Los datos sobre estrategia de escape se recopilaron siguiendo un procedimiento estándar para todos los individuos: cuando se localizaba un ave focal individual situada en el suelo, el observador (que vestía ropa de colores apagados para pasar más desapercibido) se movía a una velocidad constante caminando hacia el ave (Díaz et al. 2013) y registraba el tipo de huida (vuelo/caminata). Estudios previos han demostrado que la distancia desde la cual el observador inicia el acercamiento está fuertemente correlacionada con el comportamiento de escape (Møller

y Liang 2013), lo que potencialmente causa un problema de colinealidad en el análisis estadístico. Sin embargo, este problema se eliminó al comenzar el acercamiento a la mayoría de los individuos desde una distancia mayor a 30 m del observador, manteniendo las distancias iniciales relativamente constantes (Díaz et al. 2013).

En este trabajo se tuvo también en cuenta si el ave se encontraba en bandada (medido como el número de aves circundantes en un radio de 2 m) y la presencia de predadores/personas en la cercanía (sí/no). Las bandadas compuestas por múltiples especies también fueron incluidas, ya que se ha encontrado que estas también modifican el comportamiento de escape (Sridhar et al. 2009). Además, se tuvo en cuenta el tamaño promedio de la especie en cm, para ello se utilizaron datos de Canevari et al. (2017).

Se buscó obtener datos de la mayor cantidad de individuos y especies posibles. La recolección de datos sólo se realizó para individuos que se encontraban en un "comportamiento de confort", como por ejemplo forrajeando, acicalándose o caminando. Por lo tanto, se evitó tomar datos de aves que ya estaban muy alertas (e.g. realizando vocalizaciones de alerta u observación hacia los alrededores) o que se encontraban en sus nidos.

Las características ambientales y datos de actividad humana fueron recolectados dentro de un radio de 100 m alrededor de cada punto (Morelli et al. 2018) y previo a la observación del comportamiento de los individuos. Cada punto fue caracterizado por las siguientes variables ambientales (Tabla 1): a) cobertura vegetal: fue estimada considerando dos niveles (cobertura de los árboles y cobertura a nivel del suelo

Tabla 1. Variables utilizadas para evaluar el comportamiento de escape en la Ciudad de Buenos Aires, Argentina. Abreviaciones: DE – desvío estándar.

	Variables	Tipo de variable	Media	DE
Cobertura vegetal	Árboles (%)	Cuantitativa continua	31.30	18.25
	Arbustos (%)	Cuantitativa continua	10.37	10.64
	Herbáceo (%)	Cuantitativa continua	4.78	8.30
	Césped (%)	Cuantitativa continua	37.70	25.04
	Suelo desnudo (%)	Cuantitativa continua	17.23	13.00
Tipo de árboles	Perenne (%)	Cuantitativa continua	74.50	19.26
	Deciduo (%)	Cuantitativa continua	25.50	19.26
Infraestructura	Construido (%)	Cuantitativa continua	29.41	22.12
	Lápidas (%)	Cuantitativa continua	0.50	0.71
	Postes	Cuantitativa discreta	12.18	11.65
Disturbios humanos	Densidad (personas / 10min)	Cuantitativa continua	22.40	22.77
	Velocidad peatones (pasos / 10 seg)	Cuantitativa continua	17.17	5.22
	Proporción hombres/mujeres (10min)	Cuantitativa continua	1.77	1.61
	Autos (10min)	Cuantitativa discreta	3.61	6.51
	Mamíferos (10min)	Cuantitativa discreta	3.89	5.12

– cobertura de arbustos, vegetación herbácea, césped y suelo desnudo-), los cuales se consideraron en dos escalas independientes a través de estimaciones visuales del porcentaje de cobertura (del 0 al 100%) dentro de un radio de 100 m. Se consideró arbustos a vegetación leñosa de varios tallos, menor a 2 m de altura.; b) infraestructura humana: incluye el porcentaje de cobertura edificada, lápidas y número de postes de luz; c) disturbios humanos: densidad de personas (estimado como el número de personas registradas en un intervalo de 10min), velocidad de los peatones (número de pasos registrados en 10 segs), proporción hombres/mujeres (en un intervalo de 10min), otros disturbios tales como el número de autos o motos, y de mamíferos; y d) el tamaño de cada sitio (superficie de cada parque / cementerio) en hectáreas, utilizando Google Earth. Por otro lado, se analizó la relación entre la estrategia de escape y el tipo de área verde (parque o cementerio).

Análisis estadístico

Con el fin de evitar la multicolinealidad entre variables ambientales, se realizó una matriz de correlación (Material Suplementario, Anexo A) utilizando el paquete 'corrplot' para R (Wei et al. 2017, R Development Core Team 2017). Sólo aquellas variables con un valor de coeficiente de Pearson menor a 0,6 fueron incluidas en los modelos (Graham 2003). A su vez, se utilizó un test de Student para comparar las variables de disturbios humanos entre parques y cementerios (Gardener 2017). Con el fin de analizar la correlación entre estas variables recién mencionadas, el test de Student fue convertido al índice de Pearson utilizando la ecuación provista por Rosenberg (2010) (Material Suplementario, Anexo B). Para explorar el uso de una u otra estrategia de escape (0 = volar, 1 = correr) en relación a las distintas variables explicativas (Tabla 1), se emplearon modelos lineales generalizados mixtos (GLMMs). Se utilizó el paquete 'lme4' (Bates et al. 2014) para llevar a cabo los modelos y la función 'glmer'. Se realizó una "backward selection" y el criterio de información Akaike (AIC) fue utilizado para determinar el mejor modelo (Burnham y Anderson 2002): luego de evaluar todos los modelos, se seleccionó aquel de menor AIC y que presentaba una diferencia mayor a dos respecto al siguiente modelo. Se analizaron posibles interacciones entre las variables explicativas Época y Bandada, así como entre Época y Hábitat.

Los puntos, sitios y especies fueron incorporados a los modelos como factores aleatorios. Esto es debido a que los puntos se encontraron anidados dentro de los parques y cementerios y, además estos fueron estudiados a lo largo del tiempo. A su vez, se introdujo a la variable especie como factor aleatorio teniendo en cuenta la dependencia filogenética entre especies (Garamszegi y Møller 2011). El modelo se ajustó asumiendo una distribución binomial de errores. Los gráficos finales se elaboraron utilizando el paquete 'ggeffects' (Lüdecke 2018). Se utilizó R (R Development Core Team 2017) para llevar a cabo los distintos análisis y gráficos.

RESULTADOS

Se recolectaron datos del comportamiento de huida para 24 especies de aves urbanas, de las cuales 16 especies tuvieron más de 2 muestras y 4 especies más de 30 muestras. Las especies más muestreadas fueron *Furnarius rufus* con 97 datos de comportamiento de huida, *Turdus rufiventris* con 91 datos, *Zenaida auriculata* con 72 datos y *Mimus saturninus* con 39 datos.

La probabilidad de seleccionar una u otra estrategia varió entre especies, la época del año y el número de aves que conformaban un grupo (bandada) (Figura 1 y 2). *Mimus saturninus*, *Furnarius rufus*, *Columba livia y Patagioenas picazuro* presentaron una tendencia a correr, mientras que *Myiopsitta monachus* presentó una tendencia a volar. A su vez, las aves eligieron preferentemente la estrategia de vuelo durante la época re-

Tabla 2. Resultados de los modelos lineales generales mixtos entre las variables explicativas y el comportamiento de escape de aves. Los sitios, los puntos y las especies fueron añadidos como factores aleatorios de los modelos. Solo se muestran las variables significativas correspondientes al modelo final. Abreviaciones: OR– odds ratios; IC – intervalos de confianza (mín., máx.); EE – error estándar; P – p-valor.

Variable	OR	IC	EE	P	R^2
Huida (correr)					0.38
Época (reproductiva)	0.32	(0.20 / 0.53)	0.25	<0.001	
Bandada	0.88	(0.79 / 0.98)	0.05	0.019	

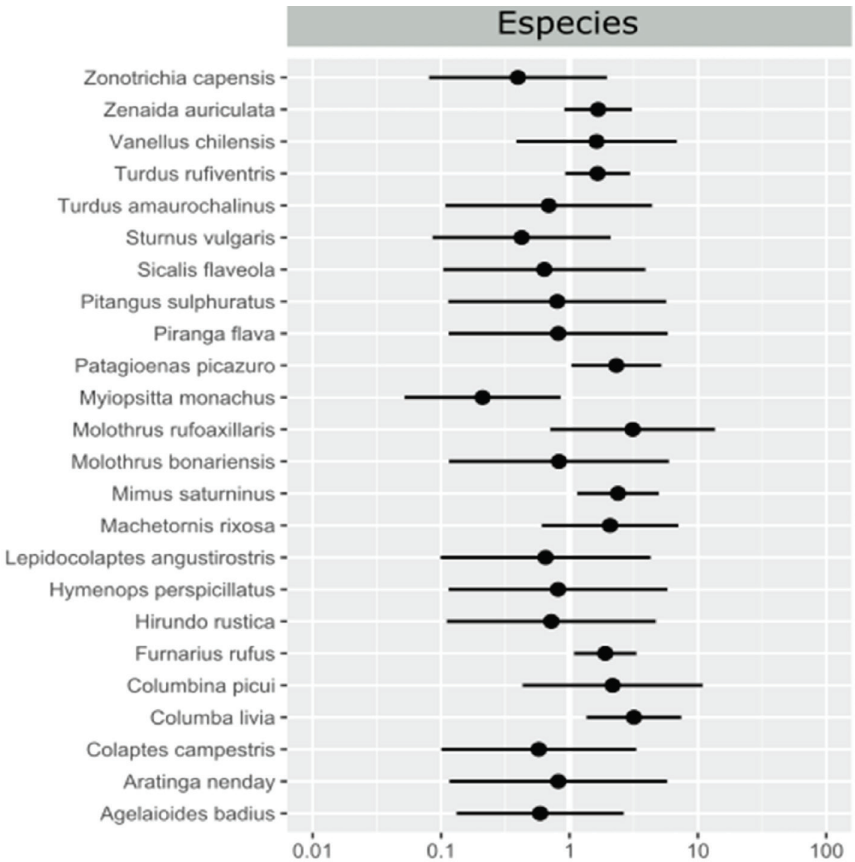


Figura 1. Tendencia de las especies (odds ratio) a realizar una u otra estrategia de escape (correr o volar). El odds ratio es una medida de la magnitud del efecto, y expresa cuántas veces es mayor la probabilidad del evento por unidad de cambio de la variable. El eje Y representa las distintas especies, el eje X los odds ratio. Se muestra el odds ratio (círculo del centro) y los intervalos de confianza (líneas horizontales). Por debajo de uno, las especies tendrán una tendencia a volar, mientras que por arriba de uno las especies tenderán a correr. Para que sea significativo, los intervalos de confianza no deben tocar a este valor (uno).

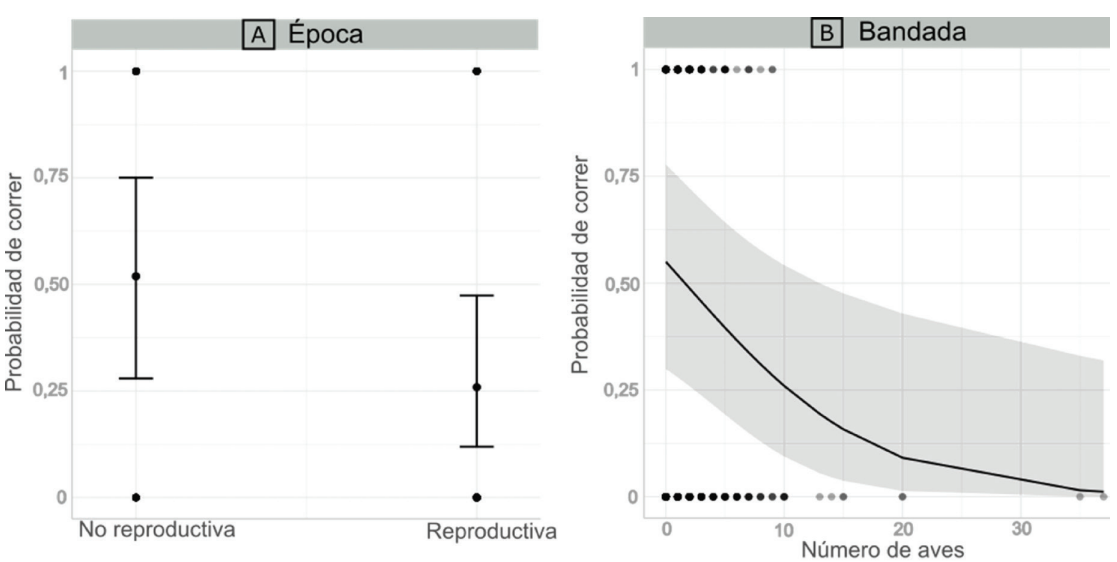


Figura 2. A. Probabilidad de un ave de correr como comportamiento de huida en función de la época del año. El eje Y representa la probabilidad de correr, el eje X la época (no reproductiva/reproductiva). Se muestran la media (círculo del centro) y el error estándar (líneas verticales). Una probabilidad de 0 indica que se utilizó el vuelo como estrategia de escape. B. Probabilidad de un ave de correr como comportamiento de huida en función del tamaño de la bandada. El eje Y representa la probabilidad de correr, el eje X el tamaño de la bandada (número de aves). Se muestran el ajuste del modelo (línea negra) y el intervalo de confianza del 95% (en gris). Una probabilidad de 0 indica que se utilizó el vuelo como estrategia de escape.

productiva y cuando se encontraban formando bandadas de mayor tamaño (Figura2, Tabla 2).

DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos en este estudio indican que las aves corren como método de huida en mayor proporción durante la época no reproductiva. No obstante, ellas tienden a volar en mayor proporción a mayor tamaño de bandada. A su vez, ciertas especies presentaron una tendencia a correr como estrategia de escape.

Al igual que en estudios previos (Blumstein et al. 2003, Spindler Díaz 2021), hemos observado diferencias en los comportamientos anti depredadores de distintas especies. A pesar de que estas diferencias no estarían relacionadas con el tamaño corporal del animal, pueden ser explicadas por factores intrínsecos propios de cada especie de ave, tales como diferencias en las habilidades cognitivas y sensoriales (Tisdale y Fernández-Juricic 2009) o al hecho de que la mayoría de los datos fueron tomados de cuatro especies de similar tamaño, con lo cual sería necesario reunir un mayor número de datos para poner a prueba la hipótesis de la influencia del tamaño. A su vez, es importante tener en cuenta que el comportamiento depende de otros factores que no han sido analizados en este estudio, como por ejemplo la edad del individuo (Thornton y Lukas 2012).

Los recursos en las áreas verdes de las ciudades son relativamente estables y abundantes debido al control humano (Shochat et al. 2006, Fuller et al. 2008, Leveau 2018), lo cual significa que las aves que habitan estos espacios pueden adquirir recursos durante todo el año (Zhou y Chu 2012), alterando la estacionalidad de las comunidades de aves en comparación a las áreas rurales o naturales (Leveau 2021). Sin embargo, se observaron cambios en el comportamiento de escape entre las épocas reproductiva/no reproductiva, lo que indica que la estacionalidad de los comportamientos anti depredadores no se ve lo suficientemente amortiguada en áreas urbanas, a diferencia de lo observado por Uchida et al. (2016). Es importante mencionar que *Zenaida auriculata* es una migradora parcial: durante la época reproductiva se encuentra en grandes números en la ciudad de Buenos Aires, mientras que en la época no reproductiva quedan unos pocos individuos (L. Leveau obs pers.). Por lo tanto, no hubo datos recolectados durante la época no reproductiva para esta especie.

La estacionalidad del comportamiento de escape de las distintas especies de aves podría deberse a cambios ambientales propios de las estaciones, tales como variaciones en la disponibilidad de recursos, en la temperatura y en la duración de los ciclos de luz-oscuridad, que afectan tanto factores extrínsecos como intrínsecos de los individuos. De esta manera, la preferencia de un tipo de huida menos riesgosa como el escape en vuelo durante la época reproductiva podría estar relacionadas a un mayor riesgo de depredación de las crías y de los propios individuos (Ciuti et al. 2008). Estos resultados resaltan la capacidad de las aves para adaptar sus comportamientos de escape a las condiciones ambientales locales cambiantes. Por otro lado, el tipo de escape no se relacionó significativamente con la estructura del hábitat, indicando que el tipo de huida es independiente de las diferencias en la cobertura vegetal o infraestructura (Møller et al. 2013). Sin embargo, en nuestro estudio los datos se recolectaron en unidades de 100 m de radio, y sin duda observaciones tomadas a escalas menores podrían arrojar diferentes asociaciones entre los métodos de huida y las variables ambientales. Por ejemplo, la cercanía a perchas o arbustos podría influir en la estrategia de huida.

Como respuesta a la amenaza de depredación, las aves a menudo forman grupos mientras se alimentan (Sirot 2006). Existen dos grandes hipótesis con respecto a los comportamientos anti depredadores y al tamaño de la banda. Por un lado, formar parte de un grupo podría disminuir el riesgo de depredación sobre un ave (efecto de dilución), lo que podría derivar en una disminución en las respuestas anti depredador. Por el otro lado, un número más elevado de individuos podría significar que estos se hallan en un mayor estado de alerta (efecto “many eyes”) y por ello podrían tener respuestas de escape más rápidas (Tätte et al. 2018, Morelli et al. 2019). Nuestros resultados señalaron que las aves eligen preferentemente la estrategia de escape más costosa energéticamente y más rápida (volar) al encontrarse en grupos de mayor tamaño, lo cual respalda la hipótesis del efecto “many eyes” y podría indicar un fenómeno “contagioso”, donde el vuelo de un primer individuo ocasiona el vuelo coordinado del resto (Griffin 2004, Sirot 2006, Morelli et al. 2019). Estos resultados ponen en evidencia que la presencia de numerosos individuos en un grupo puede alterar significativamente el comportamiento de escape de aves y que por ello las especies gregarias pueden ser más susceptibles a la perturbación humana, tanto a nivel individual como poblacional (Weston et al. 2012).

Estos resultados sugieren que las aves tienen un mecanismo para ajustar su comportamiento y hacer frente a los cambios estacionales. Por otro lado, la selección de una u otra estrategia de escape no está vinculada a disturbios humanos, superficie de cada sitio ni a los distintos hábitats (parque / cementerio). Dado que el riesgo de depredación y mortalidad por el ser humano es bajo (Mccleery 2009), las aves en los espacios verdes urbanos tienden a responder mediante una disminución en su respuesta de escape (Díaz et al. 2013, Møller y Liang 2013, Prestes et al. 2018). El hecho de no haber encontrado una asociación con los constantes estímulos creados por los seres humanos y mamíferos parece respaldar la observación general de que los hábitats urbanos presentan un riesgo bajo de depredación (Ibáñez-Álamo y Soler 2010). Finalmente, una limitación de este estudio fue que las observaciones se realizaron en un único año. Por ello, futuras investigaciones debieran considerar realizar muestreos de mayor duración, así como enfocarse en obtener un número más elevado de individuos de diversas especies, particularmente de aquellas que presentan distintos tamaños corporales.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

Bates D, Mächler M, Bolker B y Walker S (2014) Fitting linear mixed-effects models using lme4. *arXiv preprint arXiv:1406.5823*

Biondi LM, Fuentes GM, Córdoba RS, Bó MS, Cavalli M, Paterlini CA y García GO (2020) Variation in boldness and novelty response between rural and urban predatory birds: The Chimango Caracara, *Milvago chimango* as study case. *Behavioural processes* 173 104064. DOI: 10.1016/j.beproc.2020.104064

Blumstein DT (2006) Developing an evolutionary ecology of fear: how life history and natural history traits affect disturbance tolerance in birds. *Animal behaviour* 71(2): 389-399. DOI: 10.1016/j.anbehav.2005.05.010

Blumstein DT (2010) Flush early and avoid the rush: a general rule of antipredator behavior? *Behavioral Ecology* 21(3): 440-442. DOI: 10.1093/beheco/arq030

Blumstein DT (2019) What chasing birds can teach us about predation risk effects: past insights and future directions. *Journal of Ornithology* 160(2): 587-592

Blumstein DT, Fernández-juricic E, Zollner PA y Garity SC (2005) Inter-specific variation in avian responses to human disturbance. *Journal of applied ecology* 42(5): 943-953. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2005.01071.x

Blumstein DT, Anthony LL, Harcourt R y Ross G (2003) Testing a key assumption of wildlife buffer zones: is flight initiation distance a species-specific trait? *Biological conservation* 110(1): 97-100. DOI: 10.1016/S0006-3207(02)00180-5

Bötsch Y, Tablado Z y Jenni L (2017) Experimental evidence of human recreational disturbance effects on bird-territory establishment. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 284(1858), 20170846. DOI: 10.1098/rspb.2017.0846

Brown JS y Kotler BP (2004) Hazardous duty pay and the foraging cost of predation. *Ecology letters* 7(10): 999-1014. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2004.00661.x

Burnham KP y Anderson DR (2002) A practical information-theoretic approach. Model selection and multimodel inference

Butler PJ (1991) Exercise in birds. *Journal of Experimental Biology* 160(1): 233-262. DOI: 10.1242/jeb.160.1.233

Canevari M y Manzione M (2017) "Aves argentinas, Guía de campo digital". Aves Argentinas/Asociación Ornitológica del Plata [Aplicación móvil]

Carrete M y Tella JL (2010) Individual consistency in flight initiation distances in Burrowing Owls: a new hypothesis on disturbance-induced habitat selection. *Biology letters* 6(2): 167-170

Cavalli M, Baladrón AV, Isacch JP, Biondi LM y Bó MS (2016) Differential risk perception of rural and urban Burrowing Owls exposed to humans and dogs. *Behavioural Processes* 124: 60-65

Ciuti S, Pipia A, Ghiandai F, Grignolio S y Apollonio M (2008) The key role of lamb presence in affecting flight response in Sardinian Mouflon (*Ovis orientalis musimon*). *Behavioural Processes* 77(3): 408-412. DOI: 10.1016/j.beproc.2007.09.001

Cooper WE (2003) Risk factors affecting escape behavior by the Desert Iguana, *Dipsosaurus dorsalis*: speed and directness of predator approach, degree of cover, direction of turning by a predator, and temperature. *Canadian Journal of Zoology* 81(6): 979-984. DOI: 10.1139/z03-079

Cooper WE, Pérez-Mellado V y Hawlena D (2007) Number, speeds, and approach paths of predators affect escape behavior by the Balearic Lizard, *Podarcis lilfordi*. *Journal of Herpetology* 41(2): 197-204. DOI: 10.1670/00221511(2007)41[197:NSAAPO]2.0.CO;2

Dearborn DC y Kark S (2010) Motivations for conserving urban biodiversity. *Conservation biology* 24(2): 432-440. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2009.01328.x

Deviche P y Davies S (2014) Reproductive phenology of urban birds: environmental cues and mechanisms. *Avian urban ecology: behavioural and physiological adaptations*. Oxford University Press, Oxford: 98-115

Díaz M, Møller AP, Flensted-Jensen E, Grim T, Ibáñez-Álamo JD, Jokimäki J y Tryjanowski P (2013) The geography of fear: a latitudinal gradient in anti-predator escape distances of birds across Europe. *PloS one* 8(5), e64634. DOI: 10.1371/journal.pone.0064634

Domenici P y Blake RW (1993) Escape trajectories in Angelfish (*Pterophyllum eimekei*). *Journal of Experimental Biology* 177(1): 253-272. DOI: 10.1242/jeb.177.1.253

Fernández-Juricic E, Jimenez MD y Lucas E (2002) Factors affecting intra-and inter-specific variations in the difference between alert distances and flight distances for birds in forested habitats. *Canadian Journal of Zoology* 80(7): 1212-1220. DOI: 10.1139/z02-104

Fuller RA, Warren PH, Armsworth PR, Barbosa O y Gaston KJ (2008) Garden bird feeding predicts the structure of urban avian assemblages. *Diversity and Distribution*, 14(1): 131-137. DOI: 10.1111/j.1472-4642.2007.00439.x

Garamszegi LZ y Møller AP (2011) Nonrandom variation in within-species sample size and missing data in phylogenetic comparative studies. *Systematic Biology* 60(6): 876-880. DOI: 10.2307/41316585

García-Arroyo M y MacGregor-Fors I (2020) Tolerant to humans? Assessment of alert and flight initiation distances of two bird species in relation to sex, flock size, and environmental characteristics. *Ethology Ecology & Evolution* 32(5): 445-456

Gardener M (2017) *Statistics for ecologists using R and Excel: Data collection, exploration, analysis and presentation*. Pelagic Publishing Ltd.

Grant JW y Noakes DL (1987) Escape behaviour and use of cover by young-of-the-year Brook Trout, *Salvelinus fontinalis*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 44(8): 1390-1396

Graham MH (2003) Confronting multicollinearity in ecological multiple regression. *Ecology* 84(11): 2809-2815. DOI: 10.1890/02-3114

Griffin AS (2004) Social learning about predators: a review and prospectus. *Animal Learning & Behavior* 32(1): 131-140

Ibáñez-Álamo JD y Soler M (2010). Does urbanization affect selective pressures and life-history strategies in the Common Blackbird (*Turdus merula L.*)? *Biological Journal of the Linnean Society* 101(4): 759-766. DOI: 10.1111/j.1095-8312.2010.01543.x

Ibáñez-Álamo JD, Rubio E, Benedetti Y y Morelli F (2017) Global loss of avian evolutionary uniqueness in urban areas. *Global change biology* 23(8): 2990-2998. DOI: 10.1111/gcb.13567

Kullberg C y Lafrenz M (2007) Escape take-off strategies in birds: the significance of protective cover. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 61(10): 1555-1560

Leveau LM (2018) Urbanization, environmental stabilization and temporal persistence of bird species: a view from Latin America. *PeerJ* 6 e6056. DOI: 10.7717/peerj.6056

Leveau LM (2021) Big cities with small green areas hold a lower species richness and proportion of migrant birds: A global analysis. *Urban Forestry & Urban Greening* 57, 126953. DOI: 10.1016/j.ufug.2020.126953

Lima SL (1993) Ecological and evolutionary perspectives on escape from predatory attack: a survey of North American birds. *The Wilson Bulletin* 1-47

Lima SL y Dill LM (1990) Behavioral decisions made under the risk of predation: a review and prospectus. *Canadian journal of zoology* 68(4): 619-640. DOI: 10.1139/z90-092

Lüdecke D (2018) Ggeffects: Tidy data frames of marginal effects from regression models. *Journal of Open Source Software* 3(26): 772. DOI: 10.21105/joss.00772

Mccleery RA (2009) Change in Fox Squirrel anti-predator behaviors across the urban-rural gradient. *Landscape Ecology* 24: 483–493. DOI: 10.1007/s10980-009-9323-2

Mikula P (2014) Pedestrian density influences flight distances of urban birds. *Ardea* 102(1): 53-60. DOI: 10.5253/078.102.0105

Møller AP (2008) Flight distance of urban birds, predation, and selection for urban life. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 63(1): 63-75. DOI: 10.1007/s00265-008-0636-y

Møller AP (2015) *Escaping from predators: an integrative view of escape decisions*. Cambridge University Press

Møller AP y Liang W (2013) Tropical birds take small risks. *Behavioral Ecology* 24(1): 267-272. DOI: 10.1093/beheco/ars163

Møller AP, Grim T, Ibáñez-Álamo JD, Markó G y Tryjanowski P (2013) Change in flight initiation distance between urban and rural habitats following a cold winter. *Behavioral Ecology* 24(5): 1211-1217. DOI: 10.1093/beheco/art054

Møller AP y Tryjanowski P (2014) Direction of approach by predators and flight initiation distance of urban and rural populations of birds. *Behavioral Ecology* 25(4): 960-966. DOI: 10.1093/beheco/aru073

Morelli F, Mikula P, Benedetti Y, Bussière R, Jerzak L y Tryjanowski P (2018) Escape behaviour of birds in

urban parks and cemeteries across Europe: evidence of behavioural adaptation to human activity. *Science of the total environment* 631: 803-810. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.03.118

Morelli F, Benedetti Y, Díaz M, Grim T, Ibáñez-Álamo JD, Jokimäki J y Møller AP (2019) Contagious fear: escape behavior increases with flock size in European gregarious birds. *Ecology and evolution* 9(10): 6096-6104. DOI: 10.1002/ece3.5193

Morelli F, Mikula P, Blumstein D, Díaz M, Markó G, Jokimäki J, Kaisanlahti-Jokimäki M, Floigl K, Abou Zeid F, Siretckaia A y Benedetti Y (2022) Flight initiation distance and refuge in urban birds. *Science of The Total Environment*. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.156939

Nuevo CLA (2004) El riesgo de depredación en paseriformes: factores determinantes y estrategias para minimizar su efecto. Doctoral dissertation, Universidad Complutense de Madrid

Oyarzabal, M., Clavijo, J., Oakley, L., Biganzoli, F., Tognetti, P., Barberis, I., ... & León, R. J. (2018). Unidades de vegetación de la Argentina. *Ecología austral*, 28(1), 40-63

Papouchis CM, Singer FJ y Sloan WB (2001) Responses of desert bighorn sheep to increased human recreation. *Journal of Wildlife Management* 65(3): 573-582. DOI: 10.2307/3803110

Parris K y Schneider A (2008) Impacts of traffic noise and traffic volume on birds of roadside habitats. *Ecology and Society* 14(1): 29. DOI: 10.5751/ES-02761-140129

Piratelli AJ, Favoretto GR y Maximiano MF (2015) Factors affecting escape distance in birds. *Zoologia* (Curitiba) 32: 438-444

Prestes TV, Manica LT y de Guaraldo AC (2018) Behavioral responses of urban birds to human disturbance in urban parks at Curitiba, Paraná (Brazil). *Revista Brasileira de Ornitologia* 26(2): 77-81

Rebolo-Ifrán N, Carrete, M, Sanz-Aguilar A, Rodríguez-Martínez S, Cabezas S, Marchant TA y Tella JL (2015) Links between fear of humans, stress and survival support a non-random distribution of birds among urban and rural habitats. *Scientific Reports* 5(1): 1-10

Roberts G (1996) Why individual vigilance declines as group size increases. *Animal behaviour* 51(5): 1077-1086. DOI: 10.1006/anbe.1996.0109

Rodriguez-Prieto I, Fernández-Juricic E y Martín J (2008) To run or to fly: low cost versus low risk escape strategies in blackbirds. *Behaviour* 145(8): 1125-1138. DOI: 10.1163/156853908784474489

Rosenberg MS (2010) A generalized formula for converting chi-square tests to effect sizes for meta-analysis. *PloS one* 5(4): e10059. DOI: 10.1371/journal.pone.0010059

Samia DS y Blumstein DT (2015) Birds flush early and avoid the rush: an interspecific study. *PLoS One* 10(3): e0119906. DOI: 10.1371/journal.pone.0119906

Samia DS, Blumstein DT, Díaz M, Grim T, Ibáñez-Álamo JD, Jokimäki J y Møller AP (2017) Rural-urban differences in escape behavior of European birds across a latitudinal gradient. *Frontiers in Ecology and Evolution* 5: 66. DOI: 10.3389/fevo.2017.00066

Santos EG, Dias CO y Correa H (2022) Does habitat suitability affect flight-initiation distance in Burrowing Owls? *Heringeriana* 16: e917967-e917967

Schlesinger MD, Manley PN y Holyoak M (2008) Distinguishing stressors acting on land bird communities in an urbanizing environment. *Ecology* 89(8): 2302e2314. DOI: 10.1890/07-0256.1

Servicio Meteorológico Nacional (s.f.). Estadísticas de largo plazo. https://www.smn.gob.ar/estadisticas

Shochat E, Warren PS, Faeth SH, McIntyre NE y Hope D (2006) From patterns to emerging processes in mechanistic urban ecology. *Trends in ecology & evolution* 21(4): 186-191. DOI: 10.1016/j.tree.2005.11.019

Sirot E (2006) Social information, antipredatory vigilance and flight in bird flocks. *Animal Behaviour* 72(2): 373-382. DOI: 10.1016/j.anbehav.2005.10.028

Spindler Díaz VL (2021) Percepción del riesgo de depredación y comportamiento de evitación en aves urbanas. Bachelor's thesis

Sridhar H, Beauchamp G y Shanker K (2009) Why do birds participate in mixed-species foraging flocks? A large-scale synthesis. *Animal Behaviour* 78(2): 337-347. DOI: 10.1016/j.anbehav.2009.05.008

Stankowich T y Blumstein DT (2005) Fear in animals: a meta-analysis and review of risk assessment. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 272: 2627–2634. DOI: 10.1098/rspb.2005.3251

Tätte K, Møller AP y Mänd R (2018) Towards an integrated view of escape decisions in birds: relation between flight initiation distance and distance fled. *Animal behaviour* 136: 75-86. DOI: 10.1016/j.anbehav.2017.12.008

Tätte K (2020) Towards an integrated view of escape decisions in birds under variable levels of predation risk (Doctoral dissertation, Tartu University)

R Development Core Team (2017) R: A Language and Environment for Statistical Computing

Thornton A y Lukas D (2012) Individual variation in cognitive performance: developmental and evolutionary perspectives. *Philosophical Transactions*

of the Royal Society B: Biological Science, 367(1603): 2773-2783. DOI: 10.1098/rstb.2012.0214

Tisdale V y Fernández-Juricic E (2009) Vigilance and predator detection vary between avian species with different visual acuity and coverage. *Behavioral Ecology* 20(5): 936-945. DOI: 10.1093/beheco/arp080

Tryjanowski P, Morelli F, Mikula P, Krištín A, Indykiewicz P, Grzywaczewski G y Jerzak L (2017) Bird diversity in urban green space: a large-scale analysis of differences between parks and cemeteries in Central Europe. *Urban Forestry & Urban Greening* 27: 264-271. DOI: 10.1016/j.ufug.2017.08.014

Uchida K, Suzuki, K, Shimamoto T, Yanagawa H y Koizumi I (2016) Seasonal variation of flight initiation distance in Eurasian red squirrels in urban versus rural habitat. *Journal of Zoology* 298(3): 225-231. DOI: 10.1111/jzo.12306

Wei T y Simko V (2017) R package "corrplot": Visualization of a Correlation Matrix (Version 0.84)

Weston MA, McLeod EM, Blumstein DT y Guay PJ (2012) A review of flight-initiation distances and their application to managing disturbance to Australian birds. *Emu-Austral Ornithology* 112(4): 269-286. DOI: 10.1071/MU12026

Ydenberg RC y Dill LM (1986) The economics of fleeing from predators. In *Advances in the Study of Behavior* 16: 229-249. Academic Press. DOI: 10.1016/S0065-3454(08)60192-8

Zhou D y Chu LM (2012) How would size, age, human disturbance, and vegetation structure affect bird communities of urban parks in different seasons? *Journal of Ornithology* 153(4): 1101-1112. DOI:10.1007/s10336-012-0839-x

RED CLAY ROOF AND NDVI DRIVE CHANGES IN BIRD SPECIES COMPOSITION AND FUNCTIONAL EVENNESS IN HOUSING AREAS OF SÃO PAULO MEGACITY, BRAZIL

Marcos Antônio Melo[1]*, Lucas Andrei Campos-Silva[1] and Augusto João Piratelli[2]*

[1] Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos - UFSCar. Rodovia Washington Luiz Km 235, São Carlos, SP, Brazil. CEP: 13565-905.
[2] Departamento de Ciências Ambientais, CCTS, Universidade Federal de São Carlos - UFSCar. Rodovia João Leme dos Santos Km. 110, Sorocaba, SP, Brazil. CEP 18052-780.
*mam_melo@yahoo.com.br; piratelli@ufscar.br

Abstract.- Urbanization creates the most irreversible and human-dominated form of land use, often resulting in species losses and functional homogenization of bird communities. Here we investigate how housing areas in a Neotropical megacity may drive bird species occurrence and functional diversity in high densely habited areas. Using three local scales (radius of 50, 100, and 200 m), we tested how bird species richness, functional groups, and functional diversity indices may be affected by the normalized difference vegetation index (NDVI, a proxy for primary productivity) and the cover area (m^2) of red clay roofs (RCR, likely urban nesting sites) in São Paulo megacity, Brazil. We recorded 40 bird species, mostly nesting on trees. Few and high abundant (native and exotic) birds may use roofs and other urban structures as nesting sites. The GLM models showed that functional evenness increased with synchronized increases of NDVI 200 m and RCR 200 m covers and decreased with increase of NDVI 50 m. Most of the bird indices were not affected by neither NDVI nor RCR at local scales. However, bird species composition and functional evenness were sensitive to NDVI and RCR. Our findings suggest that synchronized high values of NDVI (vegetation-linked resources) and RCR cover (likelihood of nesting) may improve the regularity of bird functional traits and ecosystem functions (e.g., frugivory and insectivory) in housing areas of a Neotropical megacity.

Keywords: *Anthropogenic structures; functional groups; nesting opportunities; primary productivity; RLQ analyses; urban birds*

Resumen.- LA CUBIERTA DE ARCILLA ROJA Y EL NDVI IMPULSAN CAMBIOS EN LA COMPOSICIÓN DE LAS ESPECIES DE AVES Y EL EQUILIBRIO FUNCIONAL EN ÁREAS DE VIVIENDAS DE LA MEGACIUDAD DE SÃO PAULO, BRASIL. La urbanización crea la forma de uso de la tierra más irreversible y dominada por el ser humano, lo que a menudo resulta en la pérdida de especies y la homogeneización funcional de las comunidades de aves. Aquí investigamos cómo las áreas de vivienda en una mega ciudad Neotropical pueden impulsar la aparición de especies de aves y la diversidad funcional en áreas densamente habitadas. Usando tres escalas locales (radio de 50, 100 y 200 m), probamos cómo la riqueza de especies de aves, los grupos funcionales y los índices de diversidad funcional pueden verse influenciados por el índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI, un proxy de la productividad primaria) y la cobertura (m^2) de superficie de techos de arcilla roja (RCR, un sitio de anidación urbano potencial) en la megaciudad de São Paulo, Brasil. Registramos 40 especies de aves, la mayoría anidando en los árboles. Pocas especies muy abundantes (autóctonas y exóticas) pueden utilizar los techos y otras estructuras urbanas como sitios de anidación. Los modelos GLM mostraron que la uniformidad funcional aumentó con aumentos sincronizados de las cubiertas NDVI 200 m y RCR 200 m y disminuyó con el aumento de NDVI 50 m. La mayoría de los índices ecológicos de las aves analizados aquí no se vieron afectados ni por el NDVI ni por el RCR a escala local. Sin embargo, la composición de especies de aves y la uniformidad funcional fueron sensibles a NDVI y RCR. Nuestros hallazgos sugieren que los altos valores sincronizados de NDVI (recursos vinculados a la vegetación) y la cobertura de RCR (probabilidad de anidación) pueden mejorar la regularidad de los rasgos funcionales de las aves y las funciones del ecosistema en áreas habitacionales de una mega ciudad neotropical.

Palabras clave: *análisis RLQ; aves urbanas; estructuras antropogénicas; grupos funcionales; oportunidades de nido; productividad primaria*

Recibido: 1 de julio de 2022; Aceptado: 12 de diciembre de 2022

Urbanization is a continuous process that creates the most irreversible and human-dominated form of land use (Seto et al. 2012), changing land cover, hydrological systems, biogeochemistry, climate, and biodiversity – including birds, a well-studied group on the urban ecology perspective (Grimm et al. 2008, Marzluff 2017, Murgui and Hedblom 2017). These changes are very fast, and most aimed to attend the human's primary needs (McKinney 2006, Fontana et al. 2011). As the human population grows at high rates (Grimm et al. 2008, UNDP 2020), rural and pristine sites are often replaced by buildings, roads, and

other human-made structures (MacGregor-Fors and Schondube 2011, Shanahan et al. 2013), and a few, disconnect, and small-sized remnants of natural and semi-natural areas persist (Fontana et al. 2011, Faggi and Caula 2017). This process creates a complex environmental mosaic composed of built areas and greenspaces, varying in size, form, and levels of human-interference and occupation (McKinney 2006, MacGregor-Fors and Schondube 2011). Gardens, road strips, and street trees often play an important role in maintaining habitat and resources for birds and their ecosystem functions (Fernández-Juricic 2000, Juri and Chani 2009, Carbó-Ramírez and Zuria 2011, Pena et al. 2017) (e.g., pollination, seed dispersal, insect and rodent control, and nutrient cycles, Sekercioğlu 2006, Nyffeler et al. 2018).

Functional diversity is a critical facet of biodiversity and has been linked to ecosystem functioning (Díaz and Cabido 2001). Functional richness reflects the volume of multidimensional space occupied in the community within the functional space (Villéger et al. 2008). Functional evenness is the uniformity of abundance distribution in the functional trait space (Mouillot et al. 2005, Villéger et al. 2008). Functional divergence represents niche differentiation in a biological assemblage (Villéger et al. 2008). The knowledge of the relationships between urban characteristics, and species and their functional traits may help urban planners, decision-makers, and conservationists to take most parsimonious decisions for preserving both species diversity and ecosystem functions they provide (Oliveira Hagen et al. 2017, Cadotte and Tucker 2018). Ecologists have measured some urban environment characteristics by remote sensor spatial tools, to understand how birds are spatially spread across cityscapes (Bino et al. 2008, Leveau et al. 2018, 2020). The use of the normalized difference vegetation index (NDVI), has been growing, playing a role as an indicator of primary productivity, and predicting the potential of urban habitats to preserve the ecological relations (Pettorelli et al. 2005, Bino et al. 2008, Bae et al. 2018, Leveau et al. 2018).

Urbanization reduces the availability of vegetation cover, resulting massive native local extinction of birds (Leveau and Leveau 2004, van Rensburg et al. 2009, Beninde et al. 2015, Sol et al. 2017), and benefit few native and exotic species, which increase in abundance and thrive in the cities (Bonier et al. 2007, Fischer et al. 2015, Møller et al. 2015). Urban filters strongly select some pre-adapted avian functional traits (Croci et al. 2008, Hensley et al. 2019) which find new opportunities for feeding and/or nesting (Sol et al. 2011, Mainwaring 2015, Reynolds et al. 2019), compared to countryside surrounding habitats (Clergeau et al. 1998, 2001, Leveau and Leveau 2004). Native habitat simplification (e.g., increase of gray structures over natural areas) also represents a limiting factor for many diet and foraging-strata specialized native birds to persist within the cities (Aronson et al. 2014, Sol et al. 2014, Melo et al. 2022). A global review has found that urbanization may mostly benefit omnivorous and granivorous species (Chace and Walsh 2006), and Neotropical cities may also favor insectivores (Ortega-Álvarez and MacGregor-Fors 2011). Those functional groups deserve attention because they provide population control of arthropods and seed dispersal, which are central to the maintenance of ecosystem functioning (Díaz and Cabido 2001, Sekercioğlu et al. 2004) and human welfare within the cities (Tratalos et al. 2007, Oliveira Hagen et al. 2017).

As the urban fringe increases (Cincotta et al. 2000, Seto et al. 2012), the natural resources become scarce (Emlen 1974, Hill and Neto 1991, Mainwaring 2015). However, some bird species can use a great variety of anthropogenic materials and urban structures for foraging, roosting, and nesting (Emlen 1974, Pellissier et al. 2012, Mainwaring 2015, Pike et al. 2017, Batisteli et al. 2019a, Reynolds et al. 2019). In the Neotropical region, few attention has been given by researchers to how birds breed within the cities, and the most published data are dispersed as grey literature. There are reports of hummingbirds breeding over electric cables (Escobar-Ibáñez and MacGregor-Fors 2015), woodcreepers and wrens in varied types of artificial holes (Pizo 2018, del Hoyo et al. 2019), tyrants on power transformers and pole lamps (Sandoval and Barrantes 2009), raptors on tall telecommunication towers (Maurício et al. 2013), swifts in chimneys (Sick 1997), and both passerines and non-passerines using buildings (Sick 1959, 1997, Stewart 1974, Hill and Neto 1991, Sigrist 2009, Batisteli et al. 2019b). Thus, the potential of anthropogenic structures as buildings, house roofs and attics, bridges, and metal pipes to provide crevices/hole for cavity-nesters (Emlen 1974, Pellissier et al. 2012, Mainwaring 2015, Reynolds et al. 2019), and high-rise buildings to mimic cliff habitats for cliff-nester birds (Fisk 1978, Evans et al. 2011, Symes et al. 2017) have been few investigated. On the other hand, cliff-nesters, which reproduces on rooftops and other urban structures, have been well studied in South American cities (Vermeer et

al. 1988, Branco et al. 2008, Chávez-Villavicencio 2014), and cavity-nesters - that nest under roofs -, roof eaves, and attics (Emlen 1974, Pellissier et al. 2012) are barely known.

Roofs give support for many birds in temperate regions (Emlen 1974, Pellissier et al. 2012, Mainwaring 2015), and the large roof availability in most populous South American cities also should offer central nest-sites for birds. Although different roof types may be found in Brazilian cities, roofs built-up with red clay tiles, herein named as red clay roofs (RCR), are very popular in cities of southeastern Brazil. Different from other ordinary Brazilian roof types (e.g., asbestos or fiber cement roof), RCR may provide suitable attic in its structure, and this should be related to a better thermal comfort than asbestos (Furtado et al. 2003, Machado et al. 2016). Attic of RCR has been used by native psittacideans (e.g., *Brotogeris* spp., Red-shouldered Macaw *Diopsittaca nobilis*, and others) and exotic passerines (e.g., House Sparrow *Passer domesticus*) for roosting and breeding (Matarazzo-Neuberger 1992, Sick 1997, Saiki et al. 2009, Simões 2010, del Hoyo et al. 2019), and RCR may be used as a proxy to evaluate a potential influence of this type of roof on urban bird communities. Many avian species traits (e.g., omnivorous, granivorous, and insectivorous; and tree- and roof- nesters, and others) may be strongly associated with urban green (NDVI from urban vegetation) and gray characteristics (buildings and house roofs). This can influence species persistence and the ecological functions provided by birds in urban ecosystems (Pauw and Louw 2012, Sekercioglu 2012, Pena et al. 2017, Leveau et al. 2020), driving distinct management and conservation strategies (Chace and Walsh 2006, Chávez-Zichinelli et al. 2010, Pike et al. 2017).

Here we test how the balance between primary productivity of housing areas (represented by mean NDVI values) and the cover of red clay roofs (as a nesting site broadly available in Brazilian cities) influence species traits, relative abundance, and functional diversity indices of birds living in a Neotropical megacity. Based on previous studies (Bino et al. 2008, Leveau et al. 2018, 2020), we predict that (1) high mean NDVI, i.e., high primary productivity, and balance between urban infrastructures (including RCR values) and vegetation (NDVI) may provide both breeding sites and resources availability, thus supporting high species and functional richness, due to high occupancy of diverse functional groups (i.e., frugivores-nectarivores, insectivores, scavengers, carnivores, lighter to medium biomass, and tree nesters); and (2) both high NDVI and RCR values should significantly increase birds abundance and functional evenness, and decrease functional divergence – associated to high dominance of synanthropic bird guilds (i.e., roofs-, chimneys-, and pole lamp nesters, aerial and ground foragers, and heavier biomass).

METHODS

Study area

We conducted this study in urban dweller areas of São Paulo (23°32'56"S, 46°38'20"W, 12.2 million inhabitants, 7 400 people per km²) and Guarulhos (23°27'46"S, 46°31'58"W, 1.3 million inhabitants, 3 800 people per km²) municipalities, which encompass a set of 39 municipalities called São Paulo metropolitan region (hereafter São Paulo megacity), in southeastern Brazil (23.54°W, 46.63°S; Fig. 1). São Paulo megacity is the most populous urban area of the southern hemisphere (~22 M inhabitants), creating a large territory (2 100 km²) densely urbanized across the Atlantic Forest biome - one of the biodiversity hotspots of the world (Cincotta et al. 2000, Myers et al. 2000, IBGE 2020). São Paulo and Guarulhos municipalities harbor 60% of the human population of the São Paulo megacity and represent the main South American financial center (IBGE 2020).

The regional climate is humid subtropical with mild, dry winters, and rainy summers with moderately high temperatures (Alvares et al. 2013). The native vegetation includes dense rainforest, a typology of Atlantic Forest Biome (Veloso et al. 1991). São Paulo and Guarulhos territories originally were floodplains of "Várzea do Tietê", fields, and native forests. Since the 1940s, the region has faced intense urbanization process and rapid population growth, leading to the removal of massive amounts of native vegetation (Braga et al. 2006, Instituto Florestal 2020). Currently, the region is highly densely habited (housing areas) with urban infrastructure as builds (and their roofs), roads and streets, light and telecommunication structures (e.g., pole lamps, cables, towers), traffic cars, and citizens (IBGE 2020). This caused the suppression of large native forest patches, which today are found around cities (> 1 000 ha, i.e., Serra do Mar and Serra da Cantareira state parks). These sites conserve an important pool of Atlantic Forest bird diversity (Tonetti et al. 2017, Schunck et al. 2019), globally recognized as important bird areas – IBAs by Bird Life International (Bencke et al. 2006).

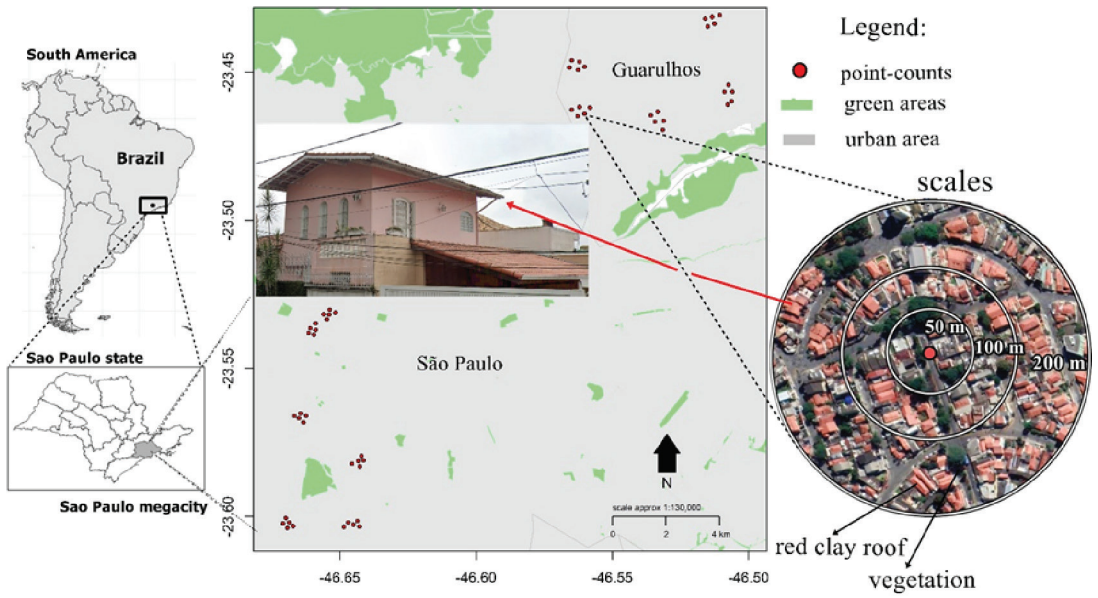


Figure 1. Distribution of 11 blocks with 55 point-count sites scattered across housing areas of São Paulo megacity, Southeast Brazil. Legend: red circles, point counts; green patches, urban green areas; gray, urban area of municipalities of São Paulo and Guarulhos; and scales, buffer zones (radius: 50, 100 and 200 m) where we take measures (%, m²) of the covers of red clay roof and vegetation. Red arrow presents a house with red clay roof.

Environmental data

We measured NDVI and red clay roof cover from three buffer zones (50, 100 and 200 m) (Table 1). For each variable, we used ArcGIS tools and Google Earth images to build buffer zones from the center of each 55 sampled point-count sites settled across housing areas in the São Paulo megacity. Our samples were composed from horizontal one-two floor single-family houses to vertical multifamily tall buildings, both highly densely habited from low to middle socio-economic levels (IBGE 2020). Streets are poorly arborized, with low or null amounts of gardens and urban parks, which - when present - are far at least 1 km far from each point-count.

We capture NDVI on November 2017 to avoid extreme rainy season (i.e., December to March) and negative impacts of clouds on NDVI values; and when the deciduous trees have already high development of foliage cover (Souza et al. 2019). The use of only one NDVI sampling follow the same proceeds on previous studies performed in others urban settlements (e.g., Ren et al. 2017, Nguyen et al. 2020, Salata et al. 2020).

Bird data

Birds were surveyed in eleven blocks of housing areas scattered across São Paulo and Guarulhos municipalities, in southeastern Brazil. Each housing block was sampled by five fixed point-counts, adding 55 point-count sites (Fig. 1). For attending the independence of sampling, a minimum distance of 200 m between each point-count (Ralph et al. 1993) and 1 km distant to each other housing block was observed. We recorded every specimens heard and/or seen (8x42 mm binoculars) in each point count sampling, along 10 minutes 50 m limited radius (Bibby et al. 1993). We counted birds flying over only when foraging (e.g., aerial insectivores: Blue-and-white Swallow *Pygochelidon cyanoleuca* and Sick's Swift *Chaetura meridionalis*). To avoid bird count bias, (1) only the first author performed all bird counts; (2) all point-count sites were equally surveyed three times in a randomized order, and never revisited in the same month; (3) we conducted bird surveys from September to March (2017-2018), when birds are more conspicuous due to the reproductive season (Sick 1997) and when the migratory species have already arrived (Somenzari et al. 2018); (4) we performed surveys at the first three hours of the day on sunlight enough to perform bird counts and avoided rainy, windy, and foggy days.

Bird functional traits

We classified bird species based on (1) the most common functional traits used to describes their ecological roles within an avian community (diet type, foraging strata, biomass, Petchey and Gaston 2006, Wilman et al. 2014); (2) nesting sites, due to the ability of the avian species to persist in an

ecosystem (Tomasevic and Marzluff 2017, Reynolds et al. 2019) (Table 2).

Other classifications were used only to characterize the bird community. Migratory status (Somenzari et al. 2018): (a) migrant species have populations that regularly and seasonally move away from their breeding sites and return every breeding season; (b) partially migratory are species that only part of their populations has migratory behavior; (c) resident species stay in the same areas thorough the year. Distribution range: (a) Atlantic Forest endemic species, bird species with geographic distribution restrict to the biome (Vale et al. 2018); (b) wide-spread species, occurring in more than one biome (Sick 1997); (c) exotic species, non-native birds introduced by humans (Sick 1997); and (d) allochthonous species, native birds introduced by anthropogenic actions (Schunck 2008). Bird conservation status was based on regional (São Paulo 2018) and global (IUCN 2019) red lists, and species were categorized as following: (a) threatened, taxa classified in some threaten level (vulnerable, endangered, or critically endangered); (b) near-threatened, species clo-

Table 1. Percentage of red clay roof (RCR) and NDVI measured in three buffer zones from point-counts in housing areas of São Paulo megacity, Southeast Brazil. The selection of the variables and measurement methods were based on the effect on birds in previous studies (McClure et al. 2015, Leveau et al. 2020). To our knowledge, the influence of RCR cover on urban birds is here first time evaluated.

Category	Buffer zone	Acronym	Method
NDVI	50 m	NDVI 50	The NDVI values were generated using the satellite images (30 m resolution) of the study areas obtained from the Landsat satellite 8 of 15th November of 2017 obtained from the Earth Explorer website (https://earthexplorer.usgs.gov/). Using bands 4 (red) and 5 (near-infrared) from these images and the following equation from the NDVI values: "NDVI = (Band 5 – Band 4) / (Band 5 + Band 4)". This step was made in the ArcGis Software Version 10.2.1. Next, NDVI values were generated for each buffer of the 50, 100, and 200m of the fixed-point. This procedure was performed using the option "Extract by mask", where only the NDVI raster values were left for each buffer. Next, the mean NDVI for each buffer was calculated using the option "Zonal Statistics", with the value in the option "Statistic type" of "mean" (to calculate the NDVI with the averages). This step was made in the ArcGIS Software Version 10.2.1.
	100 m	NDVI 100	
	200 m	NDVI 200	
RCR	50 m	RCR 50	The values of the RCRs were obtained using public satellite images from Google Earth (Google 2020). We performed a digital image classification to recognize spectral patterns of RCR pixels from these images, converted in ".tiff". For this, we used the tool "Image Classification", and through it we used the tool "Training Sample Manager". Using the "Draw Polygon" option, we created distinctive regions of interest including areas of Red clay roofs. These polygons served as the basis for the supervised classification of RCRs. All these steps were made using the ArcGIS Software Version 10.2.1. We use the Kappa statistic to validate the accuracy of the digital image classification. For this we used 70 ground truth points that were located in areas of RCRs. As a reference, the Kappa statistic ranges from 0 to 1, and 1.0 indicating a perfect agreement of the digital image classification (van Vliet et al. 2011). The Kappa value of the brick areas was n = 1.0, classified as a perfect agreement for the RCRs in the digital image classification. Next, we checked the area of the RCRs in m^2 for each point-count separated in buffers of 50, 100, and 200m respectively.
	100 m	RCR 100	
	200 m	RCR 200	

Table 2. Bird functional traits used in the functional diversity analyses performed in São Paulo megacity, Southeastern Brazil. Sources: 1, Wilman et al. (2014); 2, Reynolds et al. (2019); Sick (1997); Sigrist (2009); Tomasevic and Marzluff (2017).

Functional group	Trait classification
Diet [1]	six categories: 1) plant/seed, 2) frugivores-nectarivores, 3) omnivores, 4) insectivores, 5) carnivores, and 6) scavengers
Foraging strata [1]	four categories: 1) ground, 2) canopy, 3) mixed, and 4) aerial
Nest site [2]	six categories: 1) buildings, 2) roofs, 3) chimney, 4) artificial hole, 5) tree/post, and 6) trees - includes shrubs
Biomass (g) [1]	four classes: (1) 0-49g, lighter; (2) 50-99g, lighter-medium; (3) 100-199g, medium; and (4) >200g, heavier

se to being at high risk of extinction soon; and (c) least-concern, species unlikely to become extinct in near future. Nomenclature follows the International Ornithologists' Union (Gill et al. 2022).

Bird indices

We used bird species richness and abundance as taxonomical indices. First, we considered the total accumulated of the number of species observed in each site (Gotelli and Colwell 2011). Next, the maximum number of contacts from each species in one of the three samplings were adopted (Sandström et al. 2006), thus avoiding oversampling caused by repeated sampling in each point-count.

To calculate functional diversity (FD) indices, the protocol proposed by Laliberté and Legendre (2010) was adopted. Functional distance between each bird species pair was calculated according to their trait values using Gower's distance (Gower 1966, Podani 1999). A functional distance matrix was then submitted to a principal coordinate analysis (PCoa) to obtain a subset of PCoa axes for use as new "traits". For this, we used the PCoa function of the ape package (Paradis and Schliep 2018). Finally, FD indices were calculated using the new "traits" data and relative abundance data. Bird indices as species richness, abundance, and five functional diversity (FD) indices were calculated for each site, using the dbFD function of the FD package (Laliberté and Legendre 2010, Laliberté et al. 2014). To describe bird community, only three FD indices were used. Functional richness is the volume of multidimensional space occupied in the community within the functional space (Villéger et al. 2008). High values of functional richness occur when the available resources are more efficiently utilized by organisms (Mason et al. 2005). As functional richness and bird species richness are monotonically related (Mason et al. 2005, Petchey and Gaston 2006), both indices were used, because they provide a better comprehension of how unique functional traits are associated with changes in species in a community (Oliveira et al. 2020). Functional evenness is the uniformity of abundance distribution in the functional trait space (Mouillot et al. 2005, Villéger et al. 2008). Functional divergence reflects the divergence in the distribution of abundance in the trait volume and represents niche differentiation in a biological assemblage, increasing with the number of species having unique functional trait values (Villéger et al. 2008).

Statistical analysis

All analyses were conducted in the R program version 3.5.2 (R Core Team 2018). The multicollinearity problems in the environmental variables were checked using the vif function of the usdm package (Naimi et al. 2014). Due to the high variance inflation factor (VIF > 5), RCR 100 was excluded, and five uncorrelated and suitable variables were adopted (Suppl. Mat. 1). Data normality was checked by the Shapiro-Wilk test. The residuals of generalized linear models (GLMs, see more below) were assessed for checking heteroscedasticity and absence of extreme outliers – which did not occur in our analysis. Moran's I test was calculated to investigate the absence of spatial autocorrelation for all bird indices (Moran's I: 0.02, *p-value*: >0.1).

To test the relation between bird indices (i.e., species richness and abundance, and functional richness, functional evenness, and functional divergence) and environmental characteristics of housing areas (mean NDVIs 50, 100, and 200, and RCR 50 and 200), we fitted GLMs with Gaussian distribution for FD indices, because all dependent variables were continuous. We used Poisson distribution for species richness, and negative binomial for abundance because we detected overdispersion. For each bird indices, we used glm function of the stats package (R Core Team 2018) to create a global model including all environmental variables and possible combinations (i.e., NDVI100: RCR 100, and others). We included a null model representing the absence of effects of the predictor variables; thus, checking whether the models were "better" than would be expected by chance. We computed the Akaike's Information Criterion (AIC) corrected for small sample size (AICc, Burnham and Anderson, 2002) and the difference in AICc between each model and the model with the lowest AICc (ΔAICc). Models with ΔAICc < 2.0 were selected as "better" because they provide substantial support (Burnham and Anderson 2002). In the presence of model competitors, we adopted the full model averaging approach to select a set of variables with high explanatory power (Zuur et al. 2009). The best models were plotted using visreg2d function of the visreg package (Breheny and Burchett 2017).

To investigate the relationships between bird species' traits/functional groups and urban environmental variables (NDVI and RCR categories), we used three matrices: species abundance data (L), environmental variables (R), and species traits

(Q) in a fourth-corner analysis (Brown et al. 2014). The fourth-corner model is useful to reveal how species traits and environmental variables are associated. It provides coefficient values that quantify strength and direction (positive, neutral or negative) of associations. For this, the traitglm function was used from the mvabund package with a negative binomial distribution (Wang et al. 2012), considering the least absolute shrinkage and selection operator (LASSO) penalty via the glm1path method. This was used to remove all interactions that failed to improve the fitness of the model, arising in the most parsimonious model. The same analysis was repeated without specifying a trait matrix (Q) to fits a multivariate species distribution model, achieving a different environmental response for each species (Coetzee and Chown 2016).

RESULTS

Avifauna characterization

A total of 2 428 contacts from 40 bird species were recorded (Suppl. Mat. 2, Fig. 2), representatives of 20 families and eight orders. The most recorded birds were Rock Dove *Columba livia* (15.3% of contacts), Plain Parakeet *Brotogeris tirica* (11.8%), Blue-and-White Swallow (8.4%), House Sparrow (7.8%), and Sayaca Tanager *Thraupis sayaca* (7.6%). Exotic birds were represented by Rock Dove, House Sparrow, and Common Waxbill *Estrilda astrild* (0.5%), and allochthonous were Red-shouldered Macaw (2.2%), Yellow-Chevroned Parakeet (*Brotogeris chiriri* (0.1%), and Turquoise-fronted Parrot *Amazona aestiva* (0.5%). The latter is a regional near-threatened bird. Thirty-two species have wide geographic distribution, and Plain Parakeet is the unique Atlantic Forest endemic bird restrict to part of Serra do Mar ecoregion. Sick's Swift (2.8%) and Tropical Kingbird *Tyrannus melancholicus* (1.6%) are migrant and partial migratory birds, respectively (see Suppl. Mat. 2, Fig. 2).

Most of bird species (n = 29, 72.5%, e.g., mainly Tyrannidae, Thraupidae, and Turdidae) depends on trees as nesting sites. However, the more abundant birds (e.g., Plain Parakeet, House Sparrow, White-eyed Parakeet *Psittacara leucophthalmus*, and others) have the potential to nest under house's roofs made of red clay tiles, followed by those that use buildings (i.e., Rock Dove and Blue-and-White Swallow), artificial holes (House Wren *Troglodytes musculus*), and chimneys (Sick's Swift). The richest feeding groups were insectivores (12 spp.), plant/seedeaters (10), and omnivores (8), followed by frugivores-nectarivores (5), carnivores (3), and scavengers (2). Most species (26) forage in mixed strata; a few on the ground (8), ca-

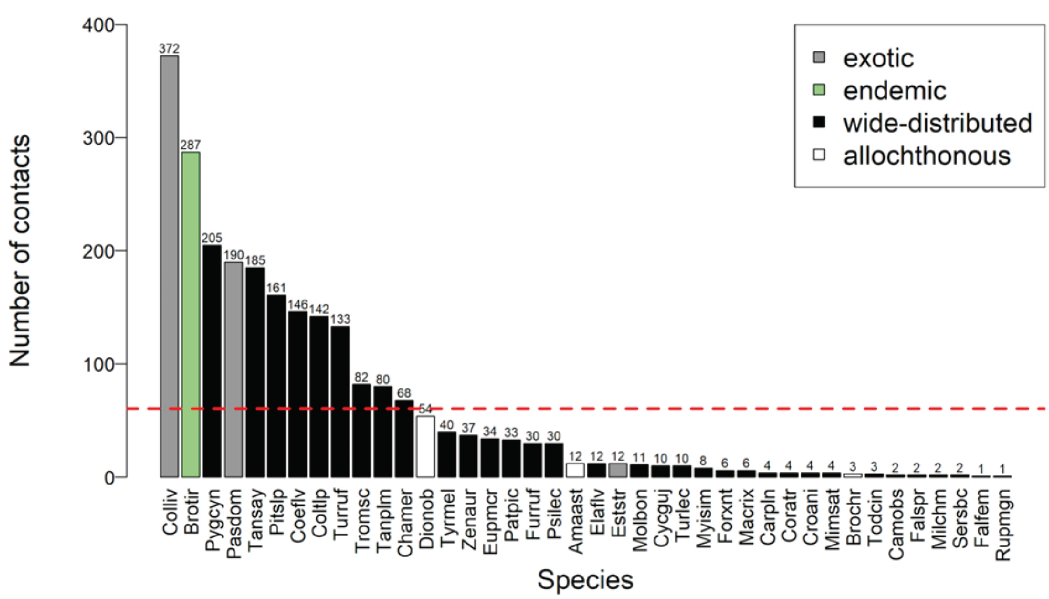


Figure 2. Bar plots showing (decrescent order) the number of contacts of the bird species recorded in São Paulo megacity's housing areas, Southeast Brazil. Red dashed line represents the mean number of contacts (60.7). Species acronyms are available in Suppl. Mat. 2.

nopy (4), and aerials (2). Lighter-weighted birds were the richest group (0-49 g, 21 spp.), with fewer heavier (> 200 g, 8 spp.), lighter-medium (50-99 g, 6 spp.) and medium (100-199 g, 5 spp.) species (Suppl. Mat. 2).

Bird taxonomic and functional diversity in function of NDVI/RCR

Our best rank-model showed strong relation only between functional evenness and mean NDVI and RCR, at distinct buffer scales (Table 3). Functional evenness increased with high values of both RCR 200 m and NDVI 200 m (ΔAIC = 0, wAICc = 0.667, Fig. 3a, Table 3). On the other side, high NDVI 50 m decreased bird's functional evenness (ΔAIC = 0, wAICc = 0.667, Fig. 3b, Table 3). Bird species richness, abundance, functional richness and functional divergence models were not distinct from the respective null models (Tables 3 and 4).

Species composition and NDVI/RCR associations

We found associations between birds (species and functional groups) and housing environmental characteristics (mean NDVI and RCR cover) measured over distinct buffer zones (Figs. 4 a-b). For example, high NDVI 100 and low RCR 200 allowed the presence of a greater number of species. Some species (e.g., Southern Caracara *Caracara plancus*, Bananaquit *Coereba flaveola*, Ruddy-ground Dove *Columbina talpacoti*, Palm Tanager *Thraupis palmarum*, Sayaca Tanager, Rufous-bellied Thrush *Turdus rufiventris*, Tropical Kingbird) were benefited by high NDVI. Lesser RCR 100 cover had positive associations with Sick's Swift, Swallow-tailed Hummingbird *Eupetomena macroura*, Rufous Hornero *Furnarius rufus*, House Sparrow, and House Wren (Fig. 4b).

The increased coverage of NDVI 50 and RCR 50 supported diverse functional groups in the functional niche space, such as roof-nesters (Plain Parakeet and House Sparrow), chimney-nesters (Sick's Swift), aerial insectivores (Blue-and-White Swallow), frugivore-nectarivores (Bananaquit and Palm Tanager), and lighter-medium to medium biomass birds (Rufous-bellied Thrush and Smoothed-bill Ani *Crotophaga ani*). Increased in NDVI 50 and RCR 50 also converged for the presence of ground foragers (Common Waxbill, Rufous Hornero, and Rock Dove), and insectivorous (Common Tody-Flycatcher *Todirostrum cinereum*), and Picazuro Pigeon *Patagioenas picazuro* and Turquoise-fronted Parrot (Figs. 4 a-b).

High values of NDVI 200 and RCR 200 were related to great bird's trait abundance. Large biomass birds (>200 g, e.g., Rock Dove, Southern Caracara) were positively related to RCR 200, and negatively influenced by NDVI 100 (i.e., Picazuro Pigeon). A similar and weak relation was observed for birds that nest on trees and pole lamps (e.g., Great Kiskadee *Pitangus sulphuratus*). Roof nesters, carnivores, and aerial foragers (e.g., Blue-and-white Swallow and Sick's Swift) had a strong and negative relationship with NDVI 100. Both scavenger (Southern Caracara) and insectivorous (Sick's Swift, Smooth-billed Ani, Yellow-bellied Elaenia *Elaenia flavogaster*, and Rufous Hornero) groups increased, respectively, with NDVI 100 and 200, and with RCR 200. Plant-seed (Picazuro Pigeon and Ruddy Ground-Dove) strongly decreased with NDVI 200. Birds that nest on buildings (Blue-and-white Swallow) and canopy foragers (Red-shouldered Macaw and Yellow-bellied Elaenia) decreased with RCR 200. This latter also was negatively related to omnivorous and lighter-medium (50-99 g) weight birds. Birds that nest under roofs (i.e., Plain Parakeet and House Sparrow) also were positively correlated to RCR 200 (Figs. 4 a-b).

DISCUSSION

We found that only a synergic increase between NDVI 200 m and RCR 200 m have significantly increased bird's functional evenness. Bird species richness, abundance, functional richness, and functional divergence have not responded significantly to NDVI and RCR variations.

We reject our first prediction that high mean NDVI values and low RCR cover could provide both breeding sites and resources availability, thus supporting high species and functional richness. As high NDVI is a proxy of greater amount of primary productivity, which may represent more resources for birds (Pettorelli et al. 2005, Radeloff et al. 2019), we expected to find a positive correlations between increased NDVI and high bird species and functional richness, as in previous studies performed in urban and non-urban ecosystems (Bino et al. 2008, Coetzee and Chown 2016, Leveau et al. 2018, 2020). However, we showed that both species and functional richness have not varied significantly to high mean NDVI values and low RCR. This also could be related to the scale and habitat here studied. We focused on suburban areas (high densely habited), low presence of yards (poorly vegetated), and composed from zones predominantly horizontal (small) to vertical (tall) buildings, while other studies (e.g., Leveau et al. 2020) considered a gradient from the urban core (with presence of tall

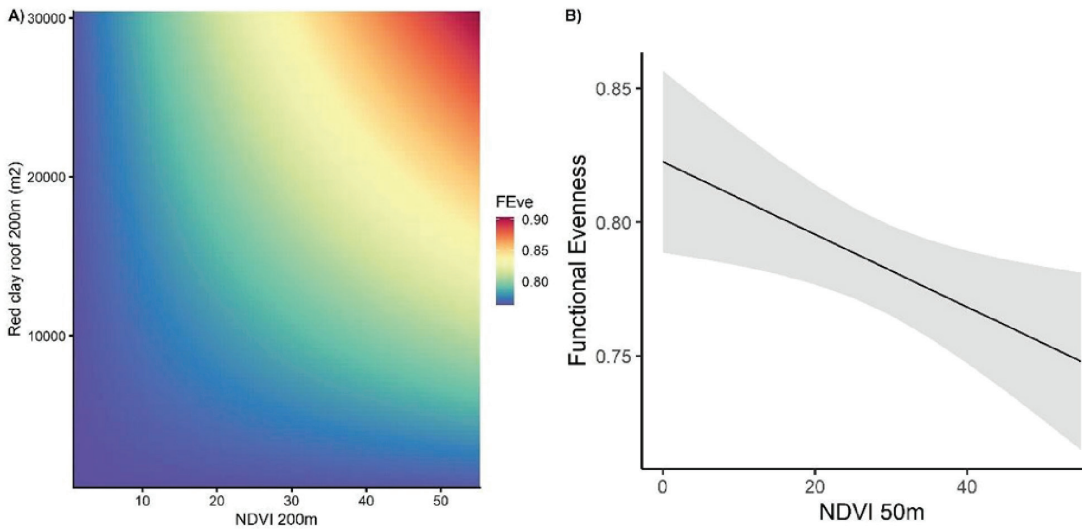


Figure 3. Relationship between environmental characteristics (NDVI and RCR) from distinct buffered zones and functional evenness of birds recorded in housing areas of São Paulo megacity, southeastern Brazil. a) high functional evenness (FEve) with interaction between NDVI 200m and RCR 200m; b) decrease of functional evenness with increase of NDVI 50m. In a) hot and cold colors represent higher and lower values, respectively; in b) black line represents the fitted line and gray band represents 95% confidence interval.

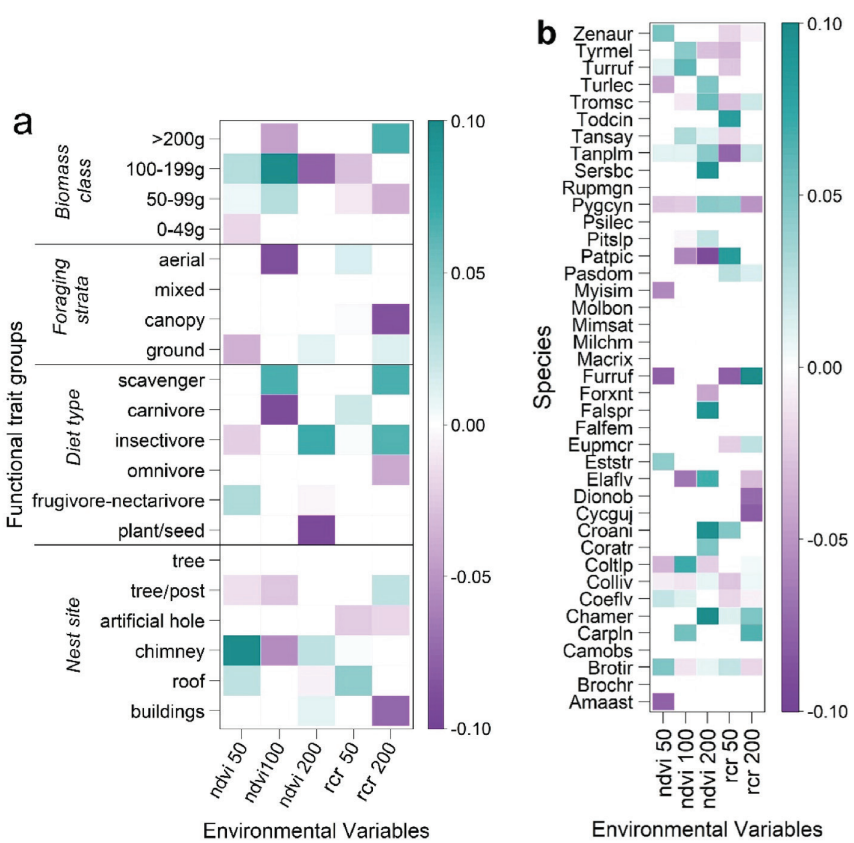


Figure 4. The relationship among the environmental variables and a) bird functional traits and b) species identity. Colors represent the strength of the interactions (shading) and their direction (green, positive and purple, negative). The scaled bar represents the values of fourth-corner coefficients. Legend: NDVI, primary productivity, and RCR, red clay roof measured at varied buffer zones (50, 100, and 200 m) from each point-count (Suppl. Mat. 1). Species acronyms are available in Suppl. Mat. 2.

Table 3. GLM models showing the relationships between covers of red clay roof (RCR) and primary productivity (NDVI) and bird taxonomic and functional diversity indices in the housing areas of São Paulo megacity, Brazil.

Response variable	Model	df	AICc	ΔAIC	wAIC
*BSR ~	*null model*	1	256.7	0.0	0.440
	rcr200	2	257.8	1.1	0.249
	rcr200 + ndvi100:rcr50	3	258.2	1.5	0.202
	ndvi200 + rcr200 + ndvi100:rcr50	4	260.1	3.5	0.077
	ndvi100 + rcr200	5	262.5	5.9	0.023
	ndvi100 + ndvi200 + rcr200 + ndvi100:rcr50	6	265.0	8.4	0.007
	ndvi100 + ndvi200 + rcr200 + ndvi100:rcr50 + ndvi50:rcr50	7	267.7	11.0	0.002
	ndvi50 + ndvi100 + ndvi200 + rcr200 + ndvi100:rcr50 + ndvi50:rcr50	8	270.4	13.7	0.000
	ndvi50 + ndvi100 + ndvi200 + rcr50 + rcr200 + ndvi100:rcr50 + ndvi50:rcr50	9	273.3	16.6	0.000
*FRic ~	*null model*	2	-117.8	0.0	0.584
	rcr50 + ndvi50:rcr50	4	-116.2	1.6	0.258
	rcr50 + ndvi200:rcr200 + ndvi50:rcr50	5	-114.1	3.7	0.091
	ndvi200 + rcr50 + ndvi200:rcr200 + ndvi50:rcr50	6	-112.8	5.0	0.048
	ndvi50 + ndvi200 + rcr50 + ndvi200:rcr200 + ndvi50:rcr50	7	-110.3	7.5	0.013
	ndvi50 + ndvi100 + ndvi200 + rcr50 + ndvi200:rcr200 + ndvi50:rcr50	8	-107.6	10.2	0.003
	ndvi50 + ndvi100 + ndvi200 + rcr50 + rcr200 + ndvi200:rcr200 + ndvi50:rcr50	9	-106.0	11.8	0.002
	ndvi50 + ndvi100 + ndvi200 + rcr50 + rcr200 + ndvi200:rcr200 + ndvi100:rcr50 + ndvi50:rcr50	10	-103.0	14.8	0.000
FEve ~	**ndvi50 + ndvi200:rcr200**	**4**	**-144.8**	**0.0**	**0.667**
	ndvi50 + rcr200 + ndvi200:rcr200	5	-142.6	2.1	0.228
	ndvi50+ rcr50+ rcr200 + ndvi200:rcr200	6	-140.1	4.7	0.018
	ndvi50 + telha50 + rcr200 + ndvi200:rcr200 + ndvi50:rcr50	7	-137.5	7.3	0.013
	ndvi50 +rcr50 + rcr200 + ndvi200:rcr200 + ndvi100:rcr50 + ndvi50:rcr50	8	-137.0	7.8	0.005
	null model	2	-135.0	9.8	0.003
	ndvi50 + ndvi100 + rcr50 + rcr200 + ndvi200:rcr200 + ndvi100:rcr50 + ndvi50:rcr50	9	-134.1	10.6	0.001
	ndvi50+ ndvi100+ ndvi200+ rcr50+ rcr200+ ndvi200:rcr200 + ndvi100:rcr50 + ndvi50:rcr50	10	-131.3	13.5	0.000
*FDiv ~	*null model*	2	-183.2	0	0.358
	rcr200	3	-182.6	0.7	0.254
	ndvi200 + rcr200 + ndvi200:rcr200	5	-181.5	1.7	0.148
	rcr200 + ndvi200:rcr200	4	-180.7	2.5	0.099
	ndvi200 + rcr50 + rcr200 + ndvi200:rcr200	6	-180.7	2.5	0.099
	ndvi100 + ndvi200 + rcr50 + rcr200+ ndvi200:rcr200	7	-178.3	4.9	0.030
	ndvi50 + ndvi100 + ndvi200 + rcr50 + rcr200 + ndvi200:rcr200	8	-175.8	7.4	0.009
	ndvi50 + ndvi100 + ndvi200 + rcr50 + rcr200 + ndvi200:rcr200 + ndvi50:rcr50	9	-173.0	10.2	0.002
	ndvi50 + ndvi100 + ndvi200 + rcr50 + rcr200 + ndvi200:rcr200 + ndvi100:rcr50 + ndvi50:rcr50	10	-170.0	13.2	0.000

The terms in bold refer to significant better model. For the others*, there are multiple model competitors. Then, a set of variables was selected based on full model averaging method (Table 4). Legend: taxonomical = BSR, bird species richness; and functional indices = FRic, functional richness; FEve, functional evenness, and FDiv, functional divergence. Abundance null model was the better model (ΔAIC <2.0, wAIC 0.638) and wasn't shown in this table.

buildings) to the periurban areas (composed by a few houses with large gardens), and rural and protected areas (Coetzee and Chown 2016). Our findings reveal how some taxonomic and functional diversity indices may be conservative even with strong associations between species and functional trait composition, and NDVI and RCR covers.

The second prediction, that both high NDVI and RCR values should significantly increase abundance and functional evenness, and decrease functional divergence, agreed for functional evenness and refuted for abundance and functional divergence. A recent study observed that functional dispersion showed unaltered even with strong associations be-

Table 4. Full model-averaged parameter estimates and relative importance values for models with accumulated sum of weight of Akaike's information criterion (wAIC > 0.95) of taxonomic and functional diversity indices of birds in housing areas of São Paulo megacity, Brazil.

Response variable	Explanatory variable	Parameter estimate	Standard error	P value	Importance	N models
Bird species richness	(Intercept)	2.509e+00	6.153e-02	<0.001***		
	rcr200	-9.106e-06	7.929e-06	n.s.	0.61	8
	ndvi100:rcr50	3.215e-06	2.363e-06	n.s.	0.37	7
Functional richness	(Intercept)	1.154e-01	1.390e-02	<0.001***		
	rcr50	-4.384e-05	2.644e-05	n.s.	0.53	7
	ndvi50:rcr50	1.156e-06	8.389e-07	n.s.	0.53	7
	ndvi200:rcr200	-2.826e-08	4.955e-08	n.s.	0.26	6
Functional divergence	(Intercept)	8.445e-01	2.033e-02	<0.001***		
	rcr200	-2.247e-06	2.170e-06	n.s.	0.74	8
	ndvi200	-1.085e-03	6.180e-04	n.s.	0.44	6
	ndvi200:rcr200	6.943e-08	6.184e-08	n.s.	0.53	7

Legend: RCR, red clay roof; and NDVI, primary productivity obtained at three scales (50m, 100m, and 200m). n.s. = non-significant variables (P >0.05).

tween bird functional traits in three urban habitats in Buenos Aires, Argentina (Curzel and Leveau 2021). These same authors described that a dominance of Rock Dove may have influenced their results. A possible exclusion of Rock Dove and House Sparrow from our analysis could be tested for changes in our previsions. However, the results could translate into management actions that are not consistent with the real urban scenario, where these synanthropic species regularly exist in huge abundances, and whose effective exclusion is not possible.

Functional divergence also was unaffected by NDVI and RCR variations. Although the addition of native bird species (e.g., Plain Parakeet - an endemism of Atlantic Forest, Rufous-bellied Thrush, and American Kestrel *Falco sparverius*) include novel functions, these were unable to significantly impact species richness, functional richness, and functional divergence in housing areas of São Paulo megacity. This means that changes between RCRs and NDVI covers at distinct local scales (50 - 200 m) failed to provide nest sites and resources neither for higher bird species richness nor for addition of unique functional traits. These results are related to low (or null) vegetation structure in our study sites. The increase on the vegetation structure is positively related to gain of functional richness in anthropic Atlantic Forest environments (Melo et al. 2020, 2022). Usually, habitat simplification from urbanization converges to abundant bird species with both low variation and specialization in functional traits (Cooetzee and Chown, 2016; Croci et al., 2008; DeVictor et al., 2007; Pagani-Núñez et al., 2019).

We confirmed part of our second prediction when high functional evenness was positively correlated with synergic high mean NDVI 200 m and RCR 200 m cover. This indicates that functional evenness is more sensitive than abundance to detect environment changes. Thus, functional evenness could reveal changes in the primary productivity and red clay roofs as resources and nesting sites for birds (serve as a proxy), respectively. As functional evenness corresponds to how regularly species abundance is scattered in the functional space, its increase reflects better utilization of the entire range of resources available (Mason et al. 2013). This suggests a potential improvement in providing ecosystem functions (insectivory and frugivory) by birds in the anthropogenic habitats (Melo et al. 2020), which likely can be associated to high availability of RCR (nesting sites) and NDVI (green resources). Here, roof nesters, as House Sparrow (Pellissier et al. 2012) and Plain Parakeet (Simões 2010) were positively correlated with increase in RCR cover. Others roof nesters, such as White-eyed Parakeet and Red-Shouldered Macaw (Saiki et al. 2009, Sigrist 2009), were neutral or negatively correlated with high RCR cover, respectively. This likely reflects different dynamics of roof nest occupation by these species. In our study site, abundant colonies of House Sparrow and couples of Plain Parakeet utilize RCR as breeding sites (M.A.M., pers. obs.). On the other hand, populations of White-eyed Parakeet (Tonetti et al. 2017)

and Red-shouldered Macaw (pers. obs.) are growing in São Paulo megacity and may find wide vacant territories with great presence of RCR. We reported for the first time an Atlantic Forest endemic bird - Plain Parakeet (Vale et al. 2018) leading advantages in urban ecosystems, probably influenced by the roof nest availability.

Other abundant bird's functional groups (e.g., aerial forager and chimney nester, Sick's Swift; tree-lamp post nester, House Wren) have also positively responded to both high RCR and NDVI at 200 scales, contributing to high functional evenness in the housing areas. These species may take advantages on forage and reproductive behaviors in urban environments (Leveau and Leveau 2005, Batisteli et al. 2021), and increment trait regularity in Neotropical urban settlements (Pena et al. 2017, Melo et al. 2022). Aerial insectivores (e.g., Sick's Swift and Blue-and-white Swallow) can be benefited in the most urbanized sites (Cruz and Piratelli 2011, Sacco et al. 2015), because their ability to exploit open aerial space next to house's roofs and trees for capturing flight insects and by the use of house's chimneys and attic of roofs as nesting sites (Matarazzo-Neuberger 1992, Argel-de-Oliveira 1995, Sick 1997, del Hoyo et al. 2019). Sick's Swift can use the attic of roofs as nest site (Sick 1959). House Wren also breeds on a broad other human-made crevices and cavities under roof of houses (del Hoyo et al. 2019). We also observed that some non-cavity nester species showed associations with NDVI and RCR variations. We recognized their strong associations with NDVI metric; however, some of them have used other urban structures as nesting sites. Rufous Hornero can nesting on pole lamps and buildings (Marreis and Sander 2006); Great Kiskadee on pole lamps and energy transformers (Sandoval and Barrantes 2009); Crested Caracara over tall telecommunication towers (Maurício et al. 2013).

We found that high NDVI 50 m decreased functional evenness. The functional evenness values decrease either when abundance is less evenly distributed among species, or when functional distances among species are less regular (Villéger et al. 2008). As primary productivity (NDVI 50 m) increases, bird species that primarily depends on vegetation for feeding, shelter, and nesting (i.e., frugivorous-nectarivorous: Bananaquit and Palm Tanager, and plant-seedeaters: Common Waxbill and Eared Dove *Zenaida auriculata*) occupy the environment. This makes the abundance less evenly distributed among species, thus decreasing functional evenness in housing areas of São Paulo megacity.

CONCLUSIONS

Our study provides important comprehension of how interactions between NDVI and RCR can increment bird trait regularity and improve ecosystem functions (frugivory and insectivory) by birds in housing areas of Neotropical cities. We showed that the composition of bird functional traits and functional evenness respond to different spatial scales of availability of NDVI and RCR. We demonstrated the potential role of attics of RCR and NDVI on urban bird communities and suggested the need to apply distinct management strategies for achieving bird-friendly Neotropical cities. Therefore, to maximize biodiversity gains (Williams et al. 2014), our study stresses that urban planners, engineers, and architects should focus attention only not on street-tree diversity plantings (Sacco et al. 2015, Pena et al. 2017, da Silva et al. 2020), and also roof designs as a complementary strategy to provide nest sites and resources for birds (Jamska 2014) even in largest Neotropical cities.

ACKNOWLEDGMENTS

We thank Patrícia M. Sanches and Demóstenes F. Silva Filho for their support in the field work; and to the São Paulo Research Foundation – FAPESP (2016/26082-1; Strategic Partnership between USP and Humboldt Universtät zu Berlin, 2017) for financial support. The first two authors are grateful to the Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais from Universidade Federal de São Carlos, Brazil, for the opportunity to develop their doctoral studies and for all the supporting in their academic training.

LITERATURE CITED

ALVARES CA, STAPE JL, SENTELHAS PC, DE MORAES GONÇALVES JL AND SPAROVEK G (2013) Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift* 22:711-728

ARGEL-DE-OLIVEIRA MM (1995) Aves e vegetação em um bairro residencial da cidade de São Paulo (São Paulo, Brasil). *Revista Brasileira de Zoologia* 12:81-92

ARONSON MFJ, LA SORTE FA, NILON CH, KATTI M, GODDARD MA, LEPCZYK CA, WARREN PS, WILLIAMS NSG, CILLIERS S, CLARKSON B, DOBBS C, DOLAN R, HEDBLOM M, KLOTZ S,

Kooijmans JL, Kühn I, Macgregor-Fors I, Mcdonnell M, Mörtberg U, Pyšek P, Siebert S, Sushinsky J, Werner P and Winter M (2014) A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity reveals key anthropogenic drivers. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 281: 20133330

Bae S, Müller J, Lee D, Vierling KT, Vogeler JC, Vierling LA, Hudak AT, Latifi H and Thorn S (2018) Taxonomic, functional, and phylogenetic diversity of bird assemblages are oppositely associated to productivity and heterogeneity in temperate forests. *Remote Sensing of Environment* 215:145-156

Batisteli AF, Guilhermo-Ferreira R and Sarmento H (2019a) Abundance and prevalence of plastic twine in nests of Neotropical farmland birds. *The Wilson Journal of Ornithology* 131:201-205

Batisteli AF, da Silva Neto EN, Soares TP, Pizo MA and Sarmento H (2019b) Breeding biology of the Sayaca Tanager (Thraupis sayaca) in southeast Brazil. *Journal of Natural History* 53:2397–2412

Batisteli AF, De Souza LB, Santieff IZ, Gomes G, Soares TP, Pini M, Guillermo-Ferreira R, Pizo MA and Sarmento H (2021) Buildings promote higher incubation temperatures and reduce nest attentiveness in a Neotropical thrush. *Ibis* 163:79-89

Bencke GA, Mauricio GN, Develey PF and Goerck JM (2006). *Áreas importantes para a conservação das aves no Brasil. Parte I: Estados do domínio da Mata Atlântica*. São Paulo: SAVE Brasil

Beninde J, Veith M and Hochkirch A (2015) Biodiversity in cities needs space: a meta-analysis of factors determining intra-urban biodiversity variation Haddad, N (ed.). *Ecology Letters* 18:581–592

Bibby CJ, Burgess ND, Hill DA and Mustoe SH (1993). *Bird census techniques*. second edi. London: Academic Press

Bino G, Levin N, Darawshi S, Van Der Hal N, Reich-Solomon A and Kark S (2008) Accurate prediction of bird species richness patterns in an urban environment using Landsat-derived NDVI and spectral unmixing. *International Journal of Remote Sensing* 29:3675-3700

Bonier F, Martin PR and Wingfield JC (2007) Urban birds have broader environmental tolerance. *Biology Letters* 3:670-673

Braga BPF, Porto MFA and Silva RT (2006) Water management in metropolitan São Paulo. *International Journal of Water Resources Development* 22:337-352

Branco JO, de Azevedo SM and Achutti MRNG (2008) Reprodução de *Larus dominicanus* (Aves, Laridae) em ambiente urbano. *Revista Brasileira de Ornitologia* 16:240-242

Breheny P and Burchett W (2017) Visualization of regression models using visreg. *The R Journal* 9(2):56

Brown AM, Warton DI, Andrew NR, Binns M, Cassis G and Gibb H (2014) The fourth-corner solution - using predictive models to understand how species traits interact with the environment. *Methods in Ecology and Evolution* 5:344-352

Burnham KP and Anderson DR (2002). *Model selection and multimodel inference : a practical information-theoretic approach*. 2nd ed. New York, NY.

Cadotte MW and Tucker CM (2018) Difficult decisions: Strategies for conservation prioritization when taxonomic, phylogenetic and functional diversity are not spatially congruent. *Biological Conservation* 225:128-133

Carbó-Ramírez P and Zuria I (2011) The value of small urban greenspaces for birds in a Mexican city. *Landscape and Urban Planning* 100:213-222

Chace JF and Walsh JJ (2006) Urban effects on native avifauna: A review. *Landscape and Urban Planning* 74:46-69

Chávez-Villavicencio C (2014) Aproximación a la selección de sitios de nidificación de la gaviota dominicana (*Larus dominicanus* Lichtenstein 1823) en un área urbana de la región de Coquimbo (Chile) y un nuevo sustrato de nidificación. *The Biologist* 12:33-44

Chávez-Zichinelli CA, MacGregor-Fors I, Rohana PT, Valdéz R, Romano MC and Schondube JE (2010) Stress responses of the House Sparrow (*Passer domesticus*) to different urban land uses. *Landscape and Urban Planning* 98:183-189

Cincotta RP, Wisnewski J and Engelman R (2000) Human population in the biodiversity hotspots. *Nature* 404:990-992

Clergeau P, Jokimäki J and Savard JPL (2001) Are urban bird communities influenced by the bird diversity of adjacent landscapes?. *Journal of Applied Ecology* 38:1122-1134

Clergeau P, Savard J-PL, Mennechez G and Falardeau G (1998) Bird abundance and diversity along an urban-rural gradient: A comparative study between two cities on different continents. *The Condor* 100:413-425

Coetzee BWT and Chown SL (2016) Land-use change promotes avian diversity at the expense of species with unique traits. *Ecology and Evolution* 6:7610-7622

Croci S, Butet A, and Clergeau P (2008) Does urbanization filter birds on the basis of their biological traits?. *The Condor* 110:223-240

Cruz BB and Piratelli AJ (2011) Avifauna associada a um trecho urbano do rio Sorocaba, Sudeste do Brasil. *Biota Neotropica* 11:255-264

Curzel FE and Leveau LM (2021) Bird taxonomic and functional diversity in three habitats in Buenos Aires city, Argentina. *Birds* 2:217-229

DEVICTOR V, JULLIARD R, COUVET D, LEE A AND JIGUET F (2007) Functional homogenization effect of urbanization on bird communities. *Conservation Biology* 21:741-751

DÍAZ S AND CABIDO M (2001) Vive la différence: Plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology and Evolution* 16:646-655

EMLEN JT (1974) An urban bird community in Tucson, Arizona: derivation, structure, regulation. *The Condor* 76:184-197

ESCOBAR-IBÁÑEZ JF AND MACGREGOR-FORS I (2015) On a tightrope: Use of open sky urban telephone wires by Azure-crowned Hummingbirds (*Amazilia cyanocephala*) for nesting. *The Wilson Journal of Ornithology* 127:297-302

EVANS KL, CHAMBERLAIN DE, HATCHWELL BJ, GREGORY RD AND GASTON KJ (2011) What makes an urban bird?. *Global Change Biology* 17:32-44

FAGGI A AND CAULA S (2017) 'Green' or 'Gray'? Infrastructure and bird ecology in urban Latin America. Pp. 79-97 in: MACGREGOR-FORS I AND ESCOBAR-IBÁÑEZ JF (eds). *Avian Ecology in Latin American Cityscapes*. Cham: Springer International Publishing

FERNÁNDEZ-JURICIC E (2000) Avifaunal use of wooded streets in an urban landscape. *Conservation Biology* 14:513-521

FISCHER JD, SCHNEIDER SC, AHLERS AA AND MILLER JR (2015) Categorizing wildlife responses to urbanization and conservation implications of terminology. *Conservation Biology* 29:1246–1248

FISK EJ (1978) The growing use of roofs by nesting birds. *Bird-Banding* 49:134-141

FONTANA CS, BURGER MI AND MAGNUSSON WE (2011) Bird diversity in a subtropical South-American City: effects of noise levels, arborisation and human population density. *Urban Ecosystems* 14:341-360

FURTADO DA, DE AZEVEDO P V AND TINÔCO I DE FF (2003) Análise do conforto térmico em galpões avícolas com diferentes sistemas de acondicionamento. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* 7:559-564

GILL F, DONSKER D AND RASMUSSEN P (2022) *IOC World Bird List (v12.2)*. (URL: https://www.worldbirdnames.org/)

GOOGLE (2020) *São Paulo, Brazil. 23.5887°S 46.6172°W, Eye alt 50 km. DigitalGlobe 2020. (*URL*: https://www.google.com.br/intl/pt-BR/earth [November 15, 2017].* 2020.

GOTELLI NJ AND COLWELL RK (2011) Estimating species richness. Pp: 39-54 in: MAGURRAN AE AND MCGILL BJ (eds.). *Biological Diversity: Frontiers in Measurement and Assessment*. New York: Oxford University Press (OUP)

GOWER JC (1966) Some distance properties of latent root and vector methods used in multivariate analysis. *Biometrika Trust* 53:325-338

GRIMM NB, FAETH SH, GOLUBIEWSKI NE, REDMAN CL, WU J, BAI X, AND BRIGGS JM (2008) Global change and the ecology of cities. *Science* 319:756-760

HENSLEY CB, TRISOS CH, WARREN PS, MACFARLAND J, BLUMENSHINE S, REECE J AND KATTI M (2019) Effects of urbanization on native bird species in three southwestern US cities. *Frontiers in Ecology and Evolution* 7:1-10

HILL JR AND NETO PS (1991) Black Vultures nesting on skycrapers in southern Brazil. *Journal of Field Ornithology* 62:173-176

DEL HOYO J, ELLIOTT A, SARGATAL J, CHRISTIE DA AND DE JUANA E (2019) *Handbook of the Birds of the World Alive*. Barcelona: Lynx Edicions

IBGE (2020). *Brasil | Cidades e Estados | IBGE*. 2020. URL: https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados.html?-view=municipio [Last accessed 1 June 2020].

INSTITUTO FLORESTAL (2020) *Inventário Florestal do Estado de São Paulo: Mapeamento da cobertura vegetal nativa*. (URL: https://www.infraestruturameioambiente.sp.gov.br/)

IUCN (2019). *The IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2019-2, 2019. (URL: http://www.iucnredlist.org)

JAMSKA K (2014) Protecting birds and bats in buildings undergoing thermal insulation improvements – procedures and practice in Poland. *Studia Biologica* 8:205-216

JURI MD AND CHANI JM (2009) Variación estacional en la composición de las comunidades de aves en un gradiente urbano. *Ecologia Austral* 19:175-184

LALIBERTÉ E AND LEGENDRE P (2010) A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology* 91:299-305

LALIBERTÉ E, LEGENDRE P AND SHIPLEY B (2014) *Measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology. R-package FD version 1.0-12*

LEVEAU CM AND LEVEAU LM (2005) Avian community response to urbanization in the Pampean region, Argentina. *Ornitología Neotropical* 16:503-510

LEVEAU LM, ISLA FI AND BELLOCQ MI (2018) Predicting the seasonal dynamics of bird communities along an urban-rural gradient using NDVI. *Landscape and Urban Planning* 177:103-113

LEVEAU LM, ISLA FI AND BELLOCQ MI (2020) From town to town: Predicting the taxonomic, functional and phylogenetic diversity of birds using NDVI. *Ecological Indicators* 119:106703

LEVEAU LM AND LEVEAU CM (2004) Comunidades de aves en un gradiente urbano de la ciudad de Mar del Plata, Argentina. *El Hornero* 19:13-21

MACGREGOR-FORS I AND SCHONDUBE JE (2011) Gray vs. green urbanization: Relative importance of urban features for urban bird communities. *Basic and Applied Ecology* 12:372-381

Machado ST, Nääs IDA, Dos Reis JGM, Caldara FR and Santos RC (2016) Sows and piglets thermal comfort: a comparative study of the tiles used in the farrowing housing. *Engenharia Agrícola* 36:996-1004

Mainwaring MC (2015) The use of man-made structures as nesting sites by birds : A review of the costs and benefits. *Journal for Nature Conservation* 25:17-22

Marreis ÍT and Sander M (2006) Preferência ocupacional de ninhos de joão-de-barro (*Furnarius rufus*, Gmelin) entre área urbanizada e natural. *Biodiversidade Pampeana* 4:29-31

Marzluff JM (2017) A decadal review of urban ornithology and a prospectus for the future. *Ibis* 159:1-13. (URL: https://doi.org/10.1111/ibi.12430)

Mason NWH, De Bello F, Mouillot D, Pavoine S and Dray S (2013) A guide for using functional diversity indices to reveal changes in assembly processes along ecological gradients. *Journal of Vegetation Science* 24:794-806

Mason NWH, Mouillot D, Lee WG and Wilson JB (2005) Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos* 111:112-118

Matarazzo-Neuberger WM (1992) Avifauna urbana de dois município da grande São Paulo, SP (Brasil). *Acta Biológica Paranaense* 21:89-106

Maurício GN, Bencke GA, Repenning M, Machado DB, Dias RA and Bugoni L (2013) Review of the breeding status of birds in Rio Grande do Sul, Brazil. *Iheringia - Serie Zoologia* 103:163-184

McClure CJW, Korte AC, Heath JA and Barber JR (2015) Pavement and riparian forest shape the bird community along an urban river corridor. *Global Ecology and Conservation* 4:291-310

McKinney ML (2006) Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation* 127:247-260

Melo MA, Sanches PM, Silva Filho DF and Piratelli AJ (2022) Influence of habitat type and distance from source area on bird taxonomic and functional diversity in a Neotropical megacity. *Urban Ecosystems* 25:545-560

Melo MA, da Silva MAG and Piratelli AJ (2020) Improvement of vegetation structure enhances bird functional traits and habitat resilience in an area of ongoing restoration in the Atlantic Forest. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 92:20191241

Møller AP, Díaz M, Flensted-Jensen E, Grim T, Ibáñez-Álamo JD, Jokimäki J, Mänd R, Markó G and Tryjanowski P (2015) Urbanized birds have superior establishment success in novel environments. *Oecologia* 178:943-950

Mouillot D, Mason WHN, Dumay O and Wilson JB, (2005) Functional regularity : a neglected aspect of functional diversity. *Oecologia* 142:353-359

Murgui E and Hedblom M (2017) *Ecology and conservation of birds in urban environments*. Springer, Cham, Switzerland

Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, da Fonseca GAB and Kent J (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853-858

Naimi B, Hamm NAS, Groen TA, Skidmore AK and Toxopeus AG (2014) Where is positional uncertainty a problem for species distribution modelling?. *Ecography* 37:191–203

Nguyen TT, Barber P, Harper R, Linh TVK and Dell B (2020) Vegetation trends associated with urban development: The role of golf courses. *PLoS ONE* 15:1-20

Nyffeler M, Şekercioğlu ÇH and Whelan CJ (2018) Insectivorous birds consume an estimated 400–500 million tons of prey annually. *The Science of Nature* 105:47

Oliveira Hagen E, Hagen O, Ibáñez-Álamo JD, Petchey OL and Evans KL (2017) Impacts of urban areas and their characteristics on avian functional diversity. *Frontiers in Ecology and Evolution* 5:84

Oliveira HS, Gouveia SF, Ruiz-Esparza J and Ferrari SF (2020) Fragment size and the disassembling of local bird communities in the Atlantic Forest: A taxonomic and functional approach. *Perspectives in Ecology and Conservation* 18:304-312

Ortega-Álvarez R and MacGregor-Fors I (2011) Spreading the word: The ecology of urban birds outside the United States, Canada, and Western Europe. *The Auk* 128:415-418

Pagani-Núñez E, Liang D, He C, Zhou X, Luo X, Liu Y and Goodale E (2019) Niches in the Anthropocene: passerine assemblages show niche expansion from natural to urban habitats. *Ecography* 42:1360-1369

Paradis E and Schliep K (2018) ape 5.0: an environment for modern phylogenetics and evolutionary analyses in R.. *Bioinformatics* 35:526-528

Pauw A and Louw K (2012) Urbanization drives a reduction in functional diversity in a guild of nectar-feeding birds. *Ecology and Society* 17:27

Pellissier V, Cohen M, Boulay A, and Clergeau P (2012) Birds are also sensitive to landscape composition and configuration within the city centre. *Landscape and Urban Planning* 104:181-188

Pena JCdC, Martello F, Ribeiro MC, Armitage RA, Young RJ and Rodrigues M (2017) Street trees reduce the negative effects of urbanization on birds. *PLoS ONE* 12:. e0174484

PETCHEY OL AND GASTON KJ (2006) Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology Letters* 9:741-758

PETTORELLI N, VIK JO, MYSTERUD A, GAILLARD JM, TUCKER CJ AND STENSETH NC (2005) Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change. *Trends in Ecology and Evolution* 20:503-510

PIKE M, SPENNEMANN DHR AND WATSON MJ (2017) Building use by urban commensal avifauna in Melbourne central business district, Australia. *Emu* 117:284-289

PIZO MA (2018) A Narrow-billed Woodcreeper, *Lepidocolaptes angustirostris*, nesting in a mailbox. *Revista Brasileira de Ornitologia* 26:189-191

PODANI J (1999) Extending Gower's general coefficient of similarity to ordinal characters. *Taxon* 48:331-340

R CORE TEAM (2018) *R: A language and environment for statistical computing*

RADELOFF VC, DUBININ M, COOPS NC, ALLEN AM, BROOKS TM, CLAYTON MK, COSTA GC, GRAHAM CH, HELMERS DP, IVES AR, KOLESOV D, PIDGEON AM, RAPACCIUOLO G, RAZENKOVA E, SUTTIDATE N, YOUNG BE, ZHU L AND HOBI ML (2019) The Dynamic Habitat Indices (DHIs) from MODIS and global biodiversity. *Remote Sensing of Environment* 222:204-214

RALPH CJ, GEUPEL GR, PYLE P, MARTIN TE AND DESANTE DF (1993) *Handbook of field methods for monitoring landbirds.* USDA Forest Service. *General Technical Report PSW-GTR-144.* Pacific Southwest Research Station, Albany, California, USA.

REN Z, PU R, ZHENG H, ZHANG D AND HE X (2017) Spatiotemporal analyses of urban vegetation structural attributes using multitemporal Landsat TM data and field measurements. *Annals of Forest Science* 74:1-14

VAN RENSBURG BJ, PEACOCK DS AND ROBERTSON MP (2009) Biotic homogenization and alien bird species along an urban gradient in South Africa. *Landscape and Urban Planning* 92:233-241

REYNOLDS SJ, IBÁÑEZ-ÁLAMO JD, SUMASGUTNER P AND MAINWARING MC (2019) Urbanisation and nest building in birds: a review of threats and opportunities. *Journal of Ornithology* 160:841-860. https://doi.org/10.1007/s10336-019-01657-8

SACCO AG, RUI AM, BERGMANN FB, MÜLLER SC AND HARTZ SM (2015) Perda de diversidade taxonômica e funcional de aves em área urbana no sul do Brasil. *Iheringia - Serie Zoologia* 105:276-287

SAIKI PTO, GUIDO LFE AND CUNHA AMO (2009) Etnoecologia, etnotaxonomia e valoração cultural de psittacidae em distritos rurais do triângulo mineiro, Brasil. *Revista Brasileira de Ornitologia* 17:41-52

SALATA S, GIAIMO C, BARBIERI CA, BALLOCCA A, SCALISE F AND PANTALONI G (2020) The utilization of normalized difference vegetation index to map habitat quality in Turin (Italy). *Sustainability (Switzerland)* 12:7751

SANDOVAL L AND BARRANTES G (2009) Nest usurping occurrence of the Piratic Flycatcher (*Legatus leucophaius*) in southwestern Costa Rica. *Ornitologia Neotropical* 20:401-407

SANDSTRÖM UG, ANGELSTAM P AND MIKUSIŃSKI G (2006) Ecological diversity of birds in relation to the structure of urban green space. *Landscape and Urban Planning* 77:39-53

SÃO PAULO (2018) Decreto nº 63.853, de 27 de novembro de 2018. Declara as espécies da fauna silvestre no Estado de São Paulo regionalmente extintas, as ameaçadas de extinção, as quase ameaçadas e as com dados insuficientes para avaliação, e dá providências correlatas. *Diário Oficial do Estado de São Paulo* 1-35

SCHUNCK F (2008) As aves do município de São Paulo: conhecimento histórico, diversidade e conservação. Pp: 270-313 in:. MALAGOLI LR, BLAUTH FB AND WHATELY M (eds.). *Além do concreto: contribuições para a proteção da biodiversidade paulistana*. São Paulo, SP: Instituto Socioambiental

SCHUNCK F, SILVEIRA LF AND NASCIMENTO VS (2019) 118 years of ornithological knowledge of a forgotten region of the Atlantic Forest near the largest city in South America. *The Wilson Journal of Ornithology* 131:758-773

SEKERCIOĞLU ÇH (2006) Increasing awareness of avian ecological function. *Trends in Ecology & Evolution* 21:464-471

SEKERCIOGLU CH (2012) Bird functional diversity and ecosystem services in tropical forests, agroforests and agricultural areas. *Journal of Ornithology* 153:153-161

SEKERCIOĞLU ÇH, DAILY GC AND EHRLICH PR (2004) Ecosystem consequences of bird declines. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 101:18042-18047

SETO KC, GÜNERALP B AND HUTYRA LR (2012) Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 109:16083-16088

SHANAHAN DF, STROHBACH MW, WARREN PS AND FULLER RA (2013) The challenges of urban living. Pp: 3-20 in:. *Avian Urban Ecology*. Oxford University Press

SICK H (1959) Notes on the biology of two Brazilian Swifts, *Chaetura andrei* and *Chaetura cinereiventris*. *The Auk* 76:471-477

SICK H (1997) *Ornitologia Brasileira*. 2nd. ed. Rio de Janeiro: Nova Fronteira

Sigrist T (2009). *The Avis Brasilis Field Guide to the Birds of Brazil: Species accounts*. 1st ed. São Paulo: Avis Brasilis

da Silva BF, Pena JC, Viana-Junior AB, Vergne M and Pizo MA (2020) Noise and tree species richness modulate the bird community inhabiting small public urban green spaces of a Neotropical city. *Urban Ecosystems* 24:71-81

Simões LL (2010) *Guia de aves Mata Atlântica Paulista - Serra do Mar e Serra de Paranapiacaba*. 1st ed. São Paulo, SP: WWF-Brasil

Sol D, Bartomeus I, González-Lagos C and Pavoine S (2017) Urbanisation and the loss of phylogenetic diversity in birds. *Ecology Letters*. 20:721-729

Sol D, González-Lagos C, Moreira D, Maspons J and Lapiedra O (2014) Urbanisation tolerance and the loss of avian diversity. *Ecology Letters* 17:942-950

Sol D, Griffin AS, Bartomeus I and Boyce H (2011) Exploring or avoiding novel food resources? the novelty conflict in an invasive bird. *PLoS ONE* 6:e19535

Somenzari M, Amaral PP, Cueto VR, Guaraldo AC, Jahn AE, Lima DM, Lima PC, Lugarini C, Machado CG, Martinez J, Nascimento JLX, Pacheco JF, Paludo D, Prestes NP, Serafini PP, Silveira LF, Sousa AEBA, Sousa NA, Souza MA, Telino-Júnior WR and Whitney BM (2018) An overview of migratory birds in Brazil. *Papéis Avulsos de Zoologia* 58:3

Souza SR, Veloso MDM, Espírito-Santo MM, Silva JO, Sánchez-Azofeifa A, Souza e Brito BG and Fernandes GW (2019) Litterfall dynamics along a successional gradient in a Brazilian tropical dry forest. *Forest Ecosystems* 6:35

Stewart PA (1974) A nesting of Black Vultures. *The Auk* 91:595-600

Symes CT, Roller K, Howes C, Lockwood G and van Rensburg BJ (2017) Grassland to Urban Forest in 150 Years: Avifaunal Response in an African Metropolis. Pp: 309-341 in: Murgui E and Hedblom M (eds.). *Ecology and Conservation of Birds in Urban Environments*. Springer International Publishing

Tomasevic JA and Marzluff JM (2017) Cavity nesting birds along an urban-wildland gradient: is human facilitation structuring the bird community?. *Urban Ecosystems* 20: 435-448

Tonetti VR, Rego MA, De Luca AC, Develey PF, Schunck F and Silveira LF (2017) Historical knowledge, richness and relative representativeness of the avifauna of the largest native urban rainforest in the world. *Zoologia* 34:1-18

Tratalos J, Fuller RA, Warren PH, Davies RG and Gaston KJ (2007) Urban form, biodiversity potential and ecosystem services. *Landscape and Urban Planning* 83:308–317

UNDP (2020) *The next frontier - Human development and the Anthropocene.* UNDP Human Development Report 2020.

Vale MM, Tourinho L, Lorini ML, Rajão H and Figueiredo MSL (2018) Endemic birds of the Atlantic Forest: traits, conservation status, and patterns of biodiversity. *Journal of Field Ornithology* 89:193-206

Veloso HP, Rangel-Filho ALR and Lima JCA (1991). *Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal*. Rio de Janeiro: Intituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE

Vermeer K, Power D and Smith GEJ (1988) Habitat selection and nesting biology of roof-nesting Glaucous-Winged Gulls. *Colonial Waterbirds* 11:189-201

Villéger S, Mason NWH and Mouillot D (2008) New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology* 89:2290–2301

van Vliet J, Bregt AK and Hagen-Zanker A (2011) Revisiting Kappa to account for change in the accuracy assessment of land-use change models. *Ecological Modelling* 222:1367-1375

Wang Y, Naumann U, Wright ST and Warton DI (2012) mvabund - an R package for model-based analysis of multivariate abundance data. *Methods in Ecology and Evolution* 3(3):471–474

Williams NSG, Lundholm J and MacIvor JS (2014) Do green roofs help urban biodiversity conservation? Fuller, R (ed.). *Journal of Applied Ecology* 51:1643-1649

Wilman H, Belmarker J, Simpson J, de la Rosa C, Rivadeneira MM and Jetz W (2014) EltonTraits 1.0: Species-level foraging attributes of the world's birds and mammals. *Ecology* 95:2027. Ecological Archives E095-178

Zuur AF, Ieno EN, Walker N, Saveliev AA and Smith GM (2009) *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. New York: Springer New York

BIRD COMMUNITY RESPONSES TO URBANIZATION IN A MEDIUM-SIZED ARGENTINE CITY: SANTO TOMÉ (SANTA FE PROVINCE) AS A CASE STUDY

Maximiliano A Cristaldi [1,3]*, Juan A Sarquis [1,2]*, Lucas M Leveau[3], Alejandro R Giraudo[1,2]

[1]Facultad de Humanidades y Ciencias, Universidad Nacional del Litoral, Paraje El Pozo s/n, Ciudad Universitaria, 3000 Santa Fe, Argentina.
[2]Laboratorio de Biodiversidad y Conservación de Tetrápodos Terrestres, Instituto Nacional de Limnología, (CONICET-UNL), Paraje El Pozo s/n, Ciudad Universitaria, 3000 Santa Fe, Argentina.
[3]Departamento de Ecología, Genética y Evolución, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires–IEGEBA (CONICET–UBA), Ciudad Universitaria, Pab 2, Piso 4, Buenos Aires 1426, Argentina.
* Maximiliano Ariel Cristaldi (maximilianocristaldi@yahoo.com.ar), Juan Andrés Sarquis (juandres.sarquis@gmail.com)

Abstract.- Urbanization transforms the landscape and consequently affects biodiversity. Cities are heterogeneous landscapes due to a differential distribution of human activities, infrastructure, and vegetation composition. Bird assemblages vary according to such variations. In Argentina, assessments of the effect of urbanization on bird assemblages come from large capital cities, whereas in intermediate-size cities studies are scarce. Intermediate-size cities present higher growth rates than capital cities. Studies on the effect of Urban Land Uses (ULU) can contribute to the planning of urban growth. We evaluated the variation in taxonomic diversity of bird assemblages at different ULUs in Santo Tomé, an Argentine city of 66 133 inhabitants. We performed bird counts in seven ULUs (the centre, the suburban sector, the peri-urban sector, small urban parks, the military base, the riverside walkway, and the urban reserve). In each ULU, we located 10 transects of 100 m long x 50 m wide. In each transect we recorded bird species and their abundance and the number of pedestrians and vehicles. Taxonomic diversity varied among the different ULUs. The centre presented the lowest richness and diversity, in contrast to the highest values for these variables found in the riverside walkway and the urban reserve. The rest of the ULU presented intermediate levels of richness and diversity. The structure and composition of bird assemblages varied among ULUs. Our study reinforces the importance of ULU characterized by high vegetation cover, low levels of human activity, and with vegetation management for conservation purposes.

Keywords: *birds, human disturbance, species composition, species richness, urban land use*

Resumen.- RESPUESTA DE LAS COMUNIDADES DE AVES A LA URBANIZACIÓN EN UNA CIUDAD DE TAMAÑO MEDIANO: SANTO TOMÉ (PROVINCIA DE SANTA FE) COMO UN CASO DE ESTUDIO. La urbanización es un proceso de transformación del paisaje que afecta a la biodiversidad. Las ciudades constituyen un paisaje heterogéneo debido a una distribución diferencial de las actividades humanas, de la infraestructura y composición vegetal. Las comunidades de aves varían según tales variaciones. En Argentina, existen evaluaciones sobre las comunidades de aves principalmente en ciudades capitales grandes, mientras que en ciudades intermedias los estudios son escasos. Las ciudades intermedias presentan mayores tasas de crecimiento que las ciudades capitales. Estudios sobre el efecto de los Usos de Suelo Urbanos (USU) pueden contribuir con la planificación del crecimiento urbano. Evaluamos la variación en la diversidad taxonómica de las comunidades de aves entre diferentes USU en Santo Tomé, una ciudad argentina de 66 133 habitantes. Realizamos conteos de aves en siete USU (centro, suburbano, periurbano, plazas, base militar, costanera y reserva urbana). En cada USU, ubicamos 10 transectas de 100 m de largo x 50 m de ancho. En cada transecta registramos la riqueza y abundancia de aves y la cantidad de peatones y vehículos. La diversidad taxonómica varió entre los diferentes USU. El centro presentó la menor riqueza y diversidad, en contraposición con la costanera y la reserva urbana. El resto de los USU presentaron niveles intermedios de riqueza y diversidad. La estructura y composición de las comunidades de aves son sensibles al tipo de USU. Nuestro estudio enfatiza la importancia de usos caracterizados por una alta cobertura vegetal, baja actividad humana y manejo de la vegetación con objetivo de conservación.

Palabras clave: *aves, composición, disturbio antrópico, riqueza, uso de suelo urbano*

Recibido: Recibido: 21 de julio de 2022; Aceptado: 24 de noviembre de 2022

Urbanization is a major and increasing cause of biodiversity loss worldwide (McDonald et al. 2018). Urban areas are one of the fastest growing habitats in both spatial coverage and ecological impact (Grimm et al. 2008). Therefore, the analysis of the effect of urbanization on biodiversity is imperative to design sustainable cities.

Birds have been widely used in urban studies because they have high taxonomic diversity (Jetz et al. 2012), represent one of the best-known wildlife groups (Schulze et al. 2004), are relatively easily to survey (Ralph et al. 1995), and quickly respond to modifications in their habitats (Marzluff et al. 2001, Aronson et al. 2014). In general, studies have

analyzed the effect of urbanization on bird communities through the comparison of land uses with different levels of urbanization (Blair 1996, Leveau and Leveau 2004, Villegas and Garitano-Zavala 2010). Some studies have found a peak of bird diversity at moderately urbanized land uses (Blair 1996, Marzluff 2005, Tratalos et al. 2007, Leveau 2019), probably because of an increase in habitat diversity and resources availability in suburban areas (Leveau 2019). Habitat diversity and resources promote high bird diversity, allowing the presence of bird niche specialists (Hurlbert 2004). On the other hand, other studies have found a negative relationship between urbanization and bird diversity (Ortega-Álvarez and MacGregor-Fors 2009, Villegas and Garitano-Zavala 2010, Batáry et al. 2018), probably because of a continuous decrease of habitat diversity and resources at higher levels of urbanization. In general, this negative association between bird diversity and urbanization has been found in tropical and subtropical areas (Koh et al. 2006, Leveau et al. 2017, Filloy et al. 2019), where urban habitats are compared with forest, which have a higher habitat diversity and primary productivity.

Urbanization has significant effects on bird species composition (Leveau and Zuria 2017). Although urban bird communities are mainly composed of native species (Aronson et al. 2014), the most urbanized areas within cities are usually dominated by a few cosmopolitan species, such as the Rock Dove (*Columba livia*) and the House Sparrow (*Passer domesticus*) (Leveau and Zuria 2017). These species are able to exploit urban environments given that they feed on food discarded by humans and nest in buildings. The replacement of native species by a few widespread species has been called biotic homogenization (McKinney and Lockwood 1999).

Among tropical and subtropical regions, Latin America has recently gained presence in the urban bird literature (Ortega-Álvarez and MacGregor-Fors 2011a, 2011b). This region shelters an important proportion of global avifauna (BirdLife International 2013), encompassing important hotspots for birds (Mittermeier et al. 2011), which are currently exposed to high urbanization rates. Also, most studies are carried out in big or capital cities ignoring small or medium-sized cities where high population growth rates are expected to take place (United Nations 2015, Kendal et al. 2020). More studies in these types of cities are needed to find useful information to develop management and conservation actions (Allred et al. 2021).

In this context, the aim of the current study was to determine the effect of urbanization on birds' diversity and composition in a medium-sized Argentine city located in a biogeographic transition zone between an open xerophytic forest and a riparian subtropical forest (Oyarzabal et al. 2018). We expected a negative relationship between urbanization and bird diversity. In addition, we expected a dominance of exotic species in the most urbanized areas.

METHODS

Study Area

The study was performed in the city of Santo Tomé (31°40′0″ S, 60°46′0″ W) (Fig. 1). The city covers an approximate area of 79 km^2 and houses 66 133 people (INDEC 2010). The weather is temperate with a mean daily temperature of about 19.5°C and approximate annual rainfall of 990.4 mm (National Meteorological Services, http://www. smn.gov.ar/). The city is bordered by the Salado River at the east. The topography is flat. The major native vegetation types in Santo Tomé are included in the Paranaense (Interior Atlantic Forest) and Espinal phytogeographic province confluence. The area is strongly influenced by the flood valley of the Paraná River, which is composed of subtropical wet forest and gallery forest. The most abundant species in such area are *Salix humboldtiana*, *Tessaria integrifolia*, *Nectandra angustifolia*, *Albizzia inundata*, *Erythrina crista-galli* and different types of flooded savannahs and wetlands (rivers, streams, and ponds) (Cabrera 1994, Arzamendia and Giraudo 2004).

Urban land use types. Firstly, we identified urban land uses with different levels of urbanization in the city of Santo Tomé by visual inspection of satellite images available on Google Earth and our knowledge about the urban matrix. The visual inspection of satellite images allowed us to detect potential differences in habitat structure according to the coverage of built surface, vegetation, unpaved soil, and water. Thus, we decided to analyze the following urban land uses which correspond to a decreasing level of urbanization: (1) the centre of the city, (2) the suburban sector, (3) the peri-urban sector, (4) small urban parks, (5) the military base, (6) the riverside walkway and (7) the urban reserve (Blair 1996, Filloy et al. 2019). The centre of the city consisted of commercial and administrative areas where buildings predominate, and green spaces are scarce. The suburban sector was characte-

rized by moderate to high-density, single-family housing within the urban matrix, with lawned sidewalks, yards, and paved roads. The peri-urban sector was located on the boundaries of the city, composed of single-family housing with yards and unpaved roads, near rural zones and green areas. Small urban parks were represented by public green areas smaller than 1.5 ha. The Santo Tomé's riverside walkway was composed of detached houses located within the urban matrix, with lawned sidewalks, yards, and wooded streets. The military base consisted of a large green area with exotic and native vegetation surrounded by urbanized areas. Finally, we selected an urban natural reserve from a locality near to the city of Santo Tomé as a minimally managed site composed of typical habitats from the Paraná valley with native vegetation (D'Angelo et al. 1998, Medrano 2005).

We assessed differences in habitat structure and in the intensity of human activity among the urban land uses. We used the Photoshop CS6 (Adobe) software and the same Google Earth satellite image of each transect to estimate the percentage coverage of built surface, vegetation, unpaved soil, and water as in Gilbert and Butt (2009). The coverage of each variable was confirmed during bird counts. We also measured the intensity of human activity represented by (1) vehicle traffic, measured as the number of passing cars per min and (2) pedestrian activity, measured as the number of passing pedestrians per min. We used the Kruskall-Wallis test to find differences between at least one of the pairs of urban land uses.

Bird surveys. We performed bird surveys from February to June 2015. At each urban land use type, we located 10 transects of 100 m long and 50 m wide separated by at least 150 m (Fig. 1). Each transect was visited twice. One visit corresponded to the breeding season and the other one, to the non-breeding season. The surveys were performed during the first four hours after dawn, on non-windy, not rainy days and on business days. We visited transects randomly at different moments during the morning to avoid bias in bird detection. We registered birds that were seen or heard, and which were perching, eating, walking, or interacting with another bird within the transect area. Additionally, to ensure our survey effort was comparable between urban land uses, we calculated sample completeness by comparing sample coverage within each urban land use following to Chao and Jost (2012) and using the iNEXT package in R (Hsieh et al. 2020).

Bird diversity and abundance. We measured bird diversity using Hill numbers, or the effective numbers of equally abundant species (Lou and González-Oreja 2012). Hill numbers differ by a parameter q that reflects their respective sensitivity to the relative fre-

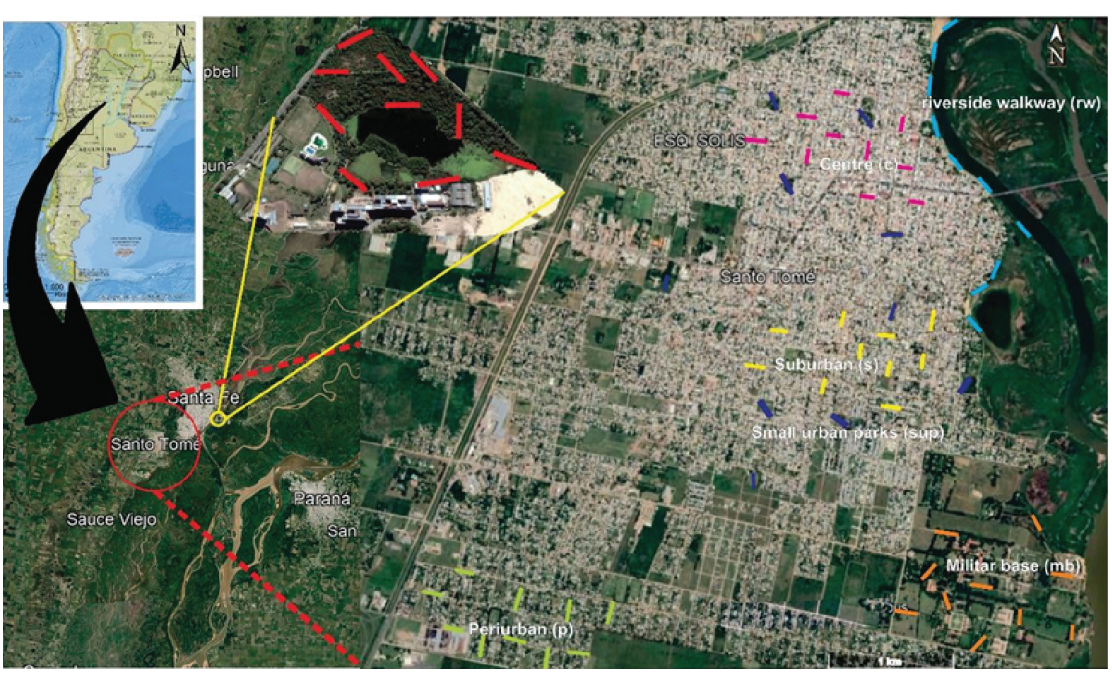


Figure 1. The study area: the city of Santo Tomé. Upper left: Argentina. Political boundaries of the province of Santa Fe are shown in light blue. The red circle encompasses the city of Santo Tomé. The yellow circle shows the location of the urban reserve. Transects from different urban land uses are shown in different colours: (pink) the centre, (yellow) the suburban sector, (light green) the peri-urban sector, (blue) the small urban parks, (orange) the military base, (light blue) the riverside walkway and (red) the urban reserve.

quency of a species with q = 0, q = 1 and q = 2, corresponding to species richness, Shannon–Wiener (H') and Simpson's indexes of diversity, respectively (Chao et al. 2014). We used iNEXT package to estimate bird diversity (Hsieh et al. 2020) in R software. iNEXT aims to compare diversity estimates for equally-sized samples by interpolating and extrapolating total species richness (Hsieh et al. 2020). Interpolation and extrapolation curves were computed for each urban land use using bird abundance data and 999 bootstraps. We used the maximum number of individuals for each species during the two visits as a measure of bird abundance. We compared the confidence limits between curves at a minimum sample coverage between urban land uses. Non-overlapping confidence areas indicated significant differences in species diversity between curves ($p < 0.05$).

We fitted generalized linear models (GLMs) to compare transect values of Hill numbers, total and native abundance, and the ratio of exotic individuals between urban land uses using the glm function from the R software. We used the hillR package (Li 2018) to calculate Hill numbers by transect. Total and native abundance were the mean number of individuals recorded in the two visits for the total species and the native species, respectively. The ratio of exotic individuals was the ratio of the mean number of exotic individuals of the two visits divided the mean number of total individuals. We tested the significance of models by comparing them with null models using likelihood ratio tests (LRT) with the ANOVA function ($p < 0.05$). To analyse significant differences between urban land uses, we carried out posteriori tests using the emmeans function from emmeans package (Lenth 2022). For species richness, we assumed a Poisson distribution of errors and we checked for over- and sub-dispersion. For the Shannon–Wiener, Simpson index, total and native abundance, and ratio of exotic individuals, we assumed a Gaussian distribution of errors, and homoscedasticity and normality were checked. We detected and removed outliers for subsequent analysis from the centre and the riverside walkway produced by atypical records of the Brown-chested Martin (*Progne tapera*) in urban environments. If errors of GLMs had unequal variances, we used generalized least squares (GLS) instead of GLMs using the *nlme* package (Pinheiro et al. 2022). Spatial auto-correlation of residuals was analysed with the Moran index using "spdep" package from R (Bivand and Wong 2018), and no significant autocorrelation was found ($p > 0.05$).

Taxonomic composition. We performed non-metric Multidimensional Scaling (NMDS) to compare taxonomic composition between urban land uses. NMDS is a multivariate data analysis (Legendre and Legendre 1988) which uses dissimilarity data to ordinate sites and species in multiple dimensions. We used the Bray–Curtis distance index (Bray and Curtis 1957) which takes into account species' abundances, using the vegan package (Oksanen et al. 2022). We used a Permutation Analysis of Variance (PERMANOVA) to test differences in species composition between urban land uses. We ran the PERMANOVA with the adonis function from the vegan package.

RESULTS

Urban land uses

Land use characterization. Urban land uses showed significant differences in habitat structure and human disturbance (Fig. 2). The highest percentage of built-up area, pedestrians and vehicles were in the centre and suburban sectors, while the lowest percentages, in the military base, riverside walkway and the urban reserve (Built-up area: $H = 56.12$, $p < 0.001$, Pedestrians: $H = 26.96$, $p < 0.001$, Vehicles: $H = 50.18$, $p < 0.001$) (Fig. 2C, E, F). The opposite pattern was observed for the percentage of vegetation and water cover (vegetation cover: $H = 53.62$, $p < 0.001$, water cover: $H = 27.06$, $p < 0.001$, Fig. 2A, B). The highest percentages of unpaved soil cover were found in the peri-urban sector and the riverside walkway (Soil cover: $H = 35.71$, $p < 0.001$) (Fig. 2D).

Bird diversity. Our survey was enough to record a representative sample of bird assemblages within each urban habitat. The assessment of sample completeness indicated that all samples reached over 80% completeness (89% in urban reserve and > 90% in the rest of urban habitats), allowing for comparison of bird diversity across habitats (Fig. 3A). A total of 77 bird species were recorded from all urban land uses (Table 1). The most abundant species were the House Sparrow (*Passer domesticus*, 15.39% of individuals) and the Eared Dove (*Zenaida auriculata*, 14.8%). The urban centre presented the least number of species (14 species), whereas the urban reserve presented the highest number of species (55 species) (Table 1). The seven urban land uses supported different bird composition (Table 1). Based on the three most abundant species in each urban land use, we identified: (i) species that were among

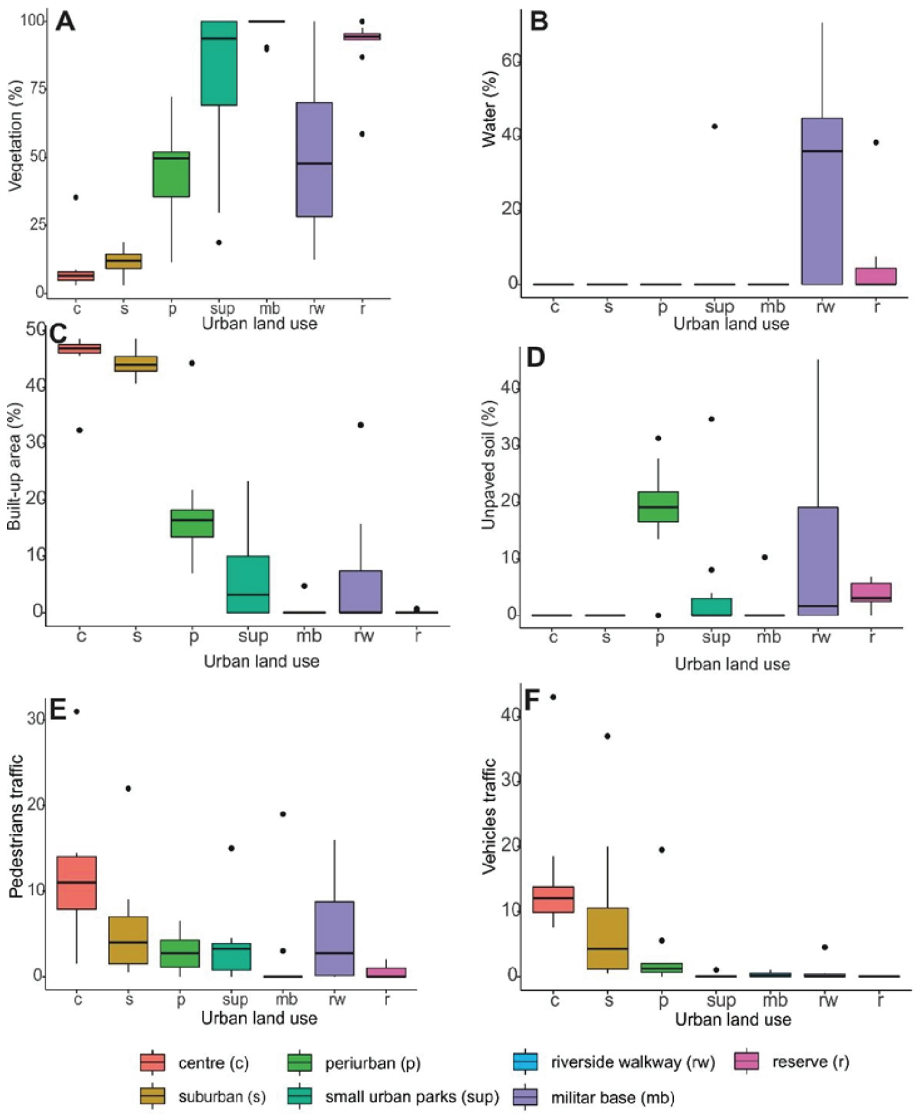


Figure 2. Box-plots of different environmental variables along land uses in Santo Tomé, Argentina. References: the centre of the city (c), the suburban sector (s), the peri-urban sector (p), small urban parks (sup), the military base (mb), the riverside walkway (rw) and the urban reserve (r).

the most abundant species in more than one urban land use such as the Eared Dove, the Brown-chested Martin, the House Sparrow and the Monk Parakeet (*Myiopsitta monachus*) and (ii) species which were among the most abundant species in one urban land use such as the Rufous Hornero (*Furnarius rufus*) in the suburban sector, the Rufous-bellied Thrush (*Turdus rufiventris*) and the Gray-breasted Martin (*Progne chalybea*) in the periurban sector, the Shiny Cowbird (*Molothrus bonariensis*) and the Guira Cuckoo (*Guira guira*) in the military base, the Rufous-collared Sparrow (*Zonotrichia capensis*) in the riverside walkway, and the Snowy Egret (*Egretta thula*) and the Common Gallinule (*Gallinula galeata*) in the urban reserve. (Table 1).

Rarefaction analysis showed significant differences of species diversity between the urban land uses, showing higher diversity in less urbanized land uses (Fig. 3B-D). Such differences were only significant when comparing the urban reserve and the centre with the rest of the urban land uses (Fig. 3B-D). The suburban sector, the peri-urban sector, small urban parks, the military base and the riverside walkway supported intermediate levels of bird diversity (Fig. 3B-D). Estimated species diversity per transect showed similar patterns. Species richness was lower in the city centre, in the suburban and peri-urban sectors than in the urban reserve and the riverside walkway (Fig. 4A). The rest of the urban land uses presented intermediate levels of

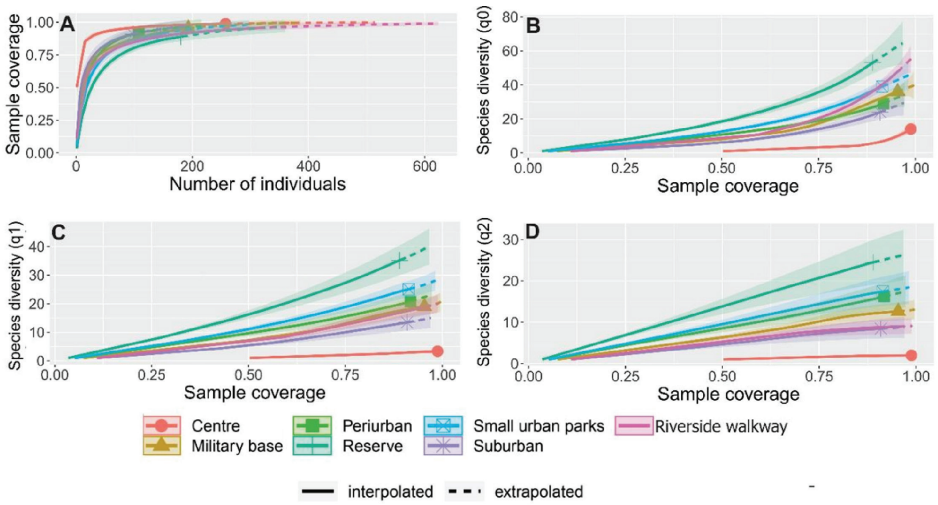


Figure 3. Rarefaction curves showing the sample coverage in relation to the number of individuals detected (a), and species richness (q = 0, b), the effective number of species for the Shannon-Wiener index (q = 1, c), and the effective number of species for the Simpson index (q = 2, d) in relation to sample coverage for the different land uses in Santo Tomé, Argentina.

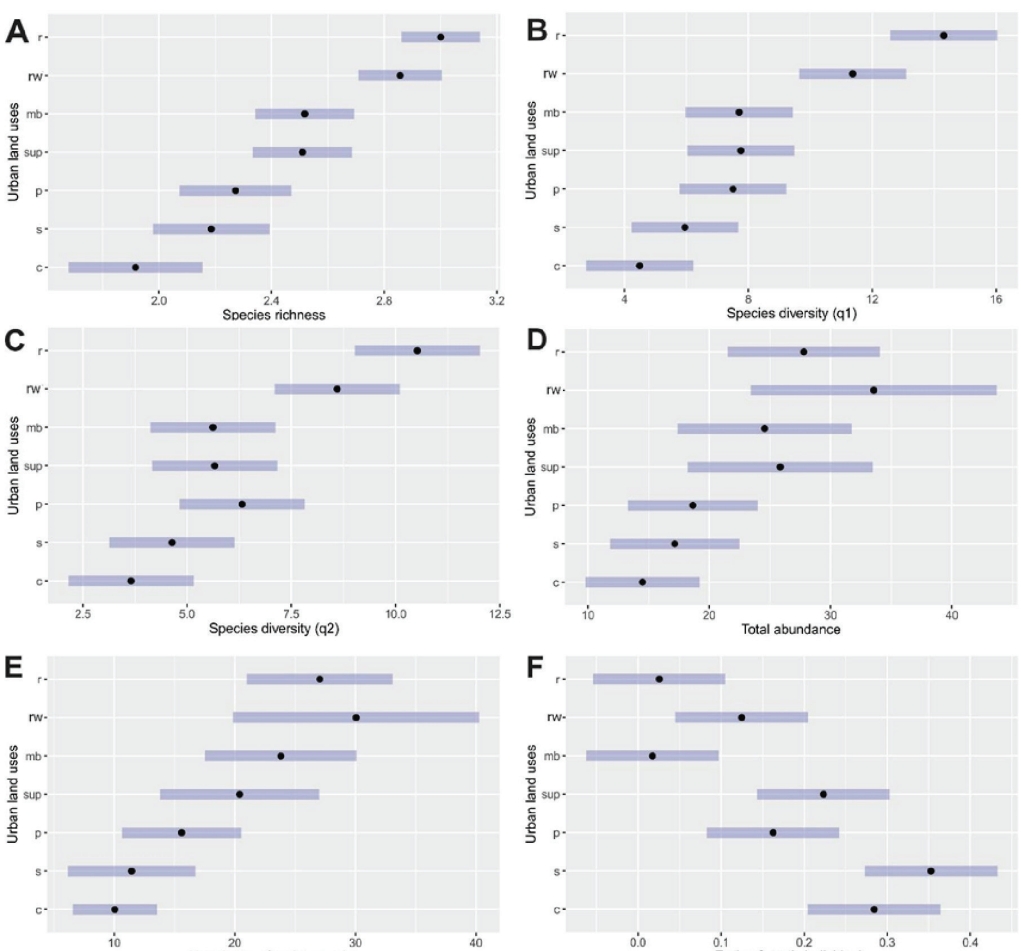


Figure 4. Post-hoc differences between land uses for different diversity and abundance values. Grey bars indicate confidence intervals. References: the centre of the city (c), the suburban sector (s), the peri-urban sector (p), small urban parks (sup), the military base (mb), the riverside walkway (rw) and the urban reserve (r).

species richness (Species richness LRT = 105.62, df = 6, p < 0.001) (Fig. 4A). We did not find differences in species diversity (Shannon and Simpson diversity) between the centre of the city, the suburban and the peri-urban sectors, small urban parks and the military base (Fig. 4C, D). Species diversity was higher in the urban reserve and the riverside walkway (Shannon: LRT = 667.4, df = 6, p < 0.001, Simpson: LRT = 336.19, df = 6, p < 0.001) (Table 2, Fig. 4C, D).

The total abundance of birds at the centre of the city was lower than in the urban reserve and the riverside walkway (LRT = 24.34, df = 6, p < 0.001) (Fig. 4D). However, we did not find significant differences in the rest of pairwise comparisons (Fig. 4D; Table 1). The abundance of native species in the most urbanized land uses (the centre of the city, the suburban and peri-urban sectors) was lower than in the urban reserve (LRT = 37.55, df = 6, p < 0.001) (Fig. 4E). The rest of urban land uses presented intermediate levels of abundances of native species (Fig. 4E). The ratio of exotic species was lower in the urban reserve and the riverside walkway than in the centre of the city (LRT = 0.95, df = 6, p < 0.001) (Fig. 4F). The rest of urban land uses presented intermediate levels of ratio of exotic species (Fig. 4F).

Bird composition. The PERMANOVA showed significant differences of bird composition between land use types (F = 4.47, p = 0.001, r2 = 0.30). The NMDS (Stress = 0.20) showed distinct bird assemblages across urban land uses (Fig. 5). The House Sparrow, the Rock Dove (*Columba livia*), the Chalk-browed Mockingbird (*Mimus saturninus*) and the Rufous Hornero were more associated to the centre and residential land uses (the suburban and peri-urban sectors). The Grayish Saltator (*Saltator coerulescens*), the White-barred Piculet (*Picumnus cirratus*), the Wattled Jacana (*Jacana jacana*), the White-banded Mockingbird (*Mimus triurus*) and the Greater Thornbird (*Phacellodomus ruber*) were more associated to the urban reserve. The Rufous-collared Sparrow, the House Wren (*Troglodytes aedon*), the Picui Ground Dove (*Columbina picui*) and the Great Kiskadee (*Pitangus sulphuratus*) were more associated to moderately urbanized land uses such as the suburban and the periurban sectors and the small urban parks. The Masked Gnatcatcher (*Polioptila dumicola*), the Rufous-bellied Thrush, the Grayish Baywing (*Agelaioides badius*) and the Sayaca Tanager (*Thraupis sayaca*) were more associated to the riverside walkway and the urban reserve. The Campo Flicker (*Colaptes campestris*), the Green-barred Woodpecker (*Colaptes melanochloros*), the Picazuro Pigeon (*Patagioenas picazuro*), the Spot-winged Pigeon (*Patagioenas maculosa*),

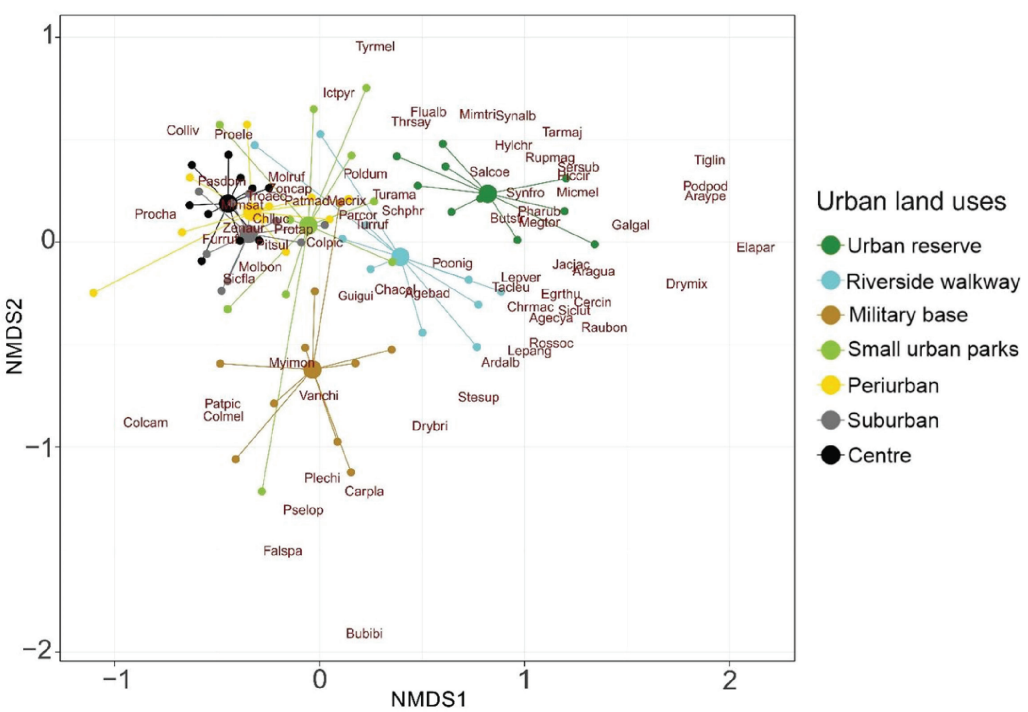


Figure 5. Non-metric multidimensional scaling showing the relationship of land uses and bird species in Santo Tomé, Argentina. Large circles indicate the centroid for each land use, whereas small circles indicate each transect. References: the centre of the city (c), the suburban sector (s), the peri-urban sector (p), small urban parks (sup), the military base (mb), the riverside walkway (rw) and the urban reserve (r).

the Monk Parakeet and the Guira Cuckoo were more associated to the military base (Fig. 5).

DISCUSSION

The results obtained showed that bird diversity and abundance declined with increasing urbanization. Moreover, bird composition showed significant changes between land uses, with a dominance of exotic species in the most urbanized areas. In the city of Santo Tomé, bird species diversity and abundance decreased from highly to scarcely urbanized land uses, a pattern seen in many studies in the northern hemisphere (e.g. Clergeau et al. 2006, McKinney 2008, Vignoli et al. 2013) and within the neotropics (e.g. Ortega-Álvarez and MacGregor-Fors 2009, Leveau et al. 2017, Escobar-Ibáñez et al. 2020). Residential land uses supported similar bird diversity to the city centre and some recreational land uses such as the riverside walkway supported similar bird diversity to the urban reserve. According to some medium-sized cities in the Pampean region, the abundance of total bird species and native bird species decreased from highly to scarcely urbanized land uses (Garaffa et al. 2009). According to previous findings worldwide, bird assemblages in the city of Santo Tomé were composed mainly by widely distributed native species (Leveau and Leveau 2004, Juri and Chani 2009). However, two exotic bird species were identified: the House Sparrow and the Rock Dove. Contrary to previous findings, the first concentrated at the more urbanized land uses whereas the latter was represented by a few individuals at highly and moderately urbanized land uses. Our knowledge of the effect of urbanization is still incipient and more research is needed to understand the underlying ecological processes that shape the taxonomic bird diversity in the city of Santo Tomé. However, our research provides valuable information and constitutes a framework for future studies.

Cities are heterogeneous landscapes and bird assemblages respond accordingly (e.g. Juri and Chani 2005, Leveau et al. 2017). Using the gradient approach to study these variations, in humid forests, the bird diversity often increases from highly urbanized land uses (commercial and administrative areas) towards natural protected/unprotected areas (Ortega-Álvarez and MacGregor-Fors 2009, Filloy et al. 2019, Escobar-Ibáñez et al. 2020). Although we reported an increase in the bird diversity from highly to scarcely urbanized land uses, we observed that some moderately urbanized land uses, such as the riverside walkway, supported similar bird diversity to the reserve. In Argentina, the first was reported in a previous study performed in an Argentinian city but in an urban-rural gradient (e.g. Leveau et al. 2017). High levels of bird diversity in moderately urbanized land uses are often associated with a high diversity and abundance of habitat and resources available to birds (Blair 1996, Hurlbert 2004, Leveau 2013, 2019). In moderately urbanized land uses, humans create public and private urban green spaces with vegetation strata: lawn, shrubs, and trees. The presence of a variety of shrub and tree species usually provides a diversity of flora and fruit resources for birds (Fröhlich and Ciach 2020, Curzel and Leveau 2021, Lerman et al. 2021). In addition, preferences for colourful and showy plants which are easy to maintain often influence vegetation management and habitat heterogeneity (Avolio et al. 2018, Cavender-Bares et al. 2020). The introduction of watering regimes, fertilizers and regular maintenance in these urban areas may also increase primary productivity (Blair 1996, Lepczyk et al. 2004, Cavender-Bares et al. 2020). The mixture of non-vegetated and vegetated features at moderately urbanized land uses may increase the amount of edge habitat available, allowing a higher species richness than in highly urbanized land uses (Blair and Johnson 2008, MacGregor-Fors and Schondube 2011, Leveau 2013). On the other hand, the high bird diversity observed in sparsely urbanized land uses (the urban reserve) may be associated to both: (i) the highest levels of primary productivity and habitat diversity produced by continuous coverage of highly heterogeneous habitats dominated by native vegetation (Garaffa et al. 2009, Leveau et al. 2017, Filloy et al. 2019), and (2) the lowest levels of human activity since the replacement of green areas by impervious surface, the human population density and vehicle traffic and noise act as selective pressures to species in more urbanized land uses (Ortega-Álvarez and MacGregor-Fors 2009, Leveau et al. 2017, da Silva et al. 2021). Therefore, our results suggest that similar levels of bird diversity to protected/unprotected lands at moderately urbanized land uses are possible. However, future studies aimed to disentangle the effect of habitat features across the city are encouraged since it has been shown that habitat structure can shape bird assemblages at different levels of urbanization, even in highly urbanized land uses (Pellissier et al. 2012, Curzel et al. 2021).

The total energy available in ecosystems shape the abundance of individuals that they support (Storch et al. 2018). Since primary productivity varies across urban systems, changes in the abundance of individuals in bird assemblages are expected (Chiari et al. 2010, Leveau 2019, Leveau et al. 2020). In Argentina, changes of total bird abundance along urban/non-urban gradients

reported in the literature are variable (Leveau and Leveau 2004, Garaffa et al. 2009, Leveau and Zuria 2017). In contrast, an increase of the abundance of native bird species towards the non-urban extreme was often reported in Argentinian cities (Garaffa et al. 2009, Leveau 2019). Regarding the total abundance of bird species and of native bird species, our results agree with the findings of Garaffa et al. (2009) and Leveau and Leveau (2004) for some medium size cities given that the most urbanized land uses (centre and suburban sector) presented lower levels of abundance than the less urbanized land uses (the riverside walkway and the urban reserve). The number of individuals that a habitat can support is often expected to be positively associated to primary productivity (Storch et al. 2018, Leveau 2019). It is important to note that the increase in the abundance of birds from highly to scarcely urbanized land uses in the city of Santo Tomé was more evident when only native species were considered. Exotic bird species concentrated mainly at highly urbanized land uses (Leveau et al. 2017). The urban exotic bird species are able to thrive in highly urbanized land uses since they are able to feed on discarded food provided by humans and nest on buildings in an environment where the predation pressure is often low (McKinney 2006). These results reinforce the relevance of those urban land uses in which resources for native species are available to favour the abundance of native species in urban systems. In addition, some gaps in the knowledge of the underlying process that shape the abundance of exotic species in the city of Santo Tomé emerged. In Argentinian cities the increase in the abundance of exotic bird species towards the more urbanized sites are mainly represented by two Eurasian species, the House Sparrow and the Rock Dove (Germain et al. 2008, Juri and Chani 2009, Cristaldi et al. 2017, Leveau et al. 2017), even in intermediate size cities (Ramirez et al. 2016, Gorosito and Cueto 2020). The relative low abundance of the Rock Dove in the city of Santo Tomé with respect to nearby cities (Cristaldi et al. 2017) may need further studies. As it is a species that is able to fly the entire distance between Santo Tomé and nearby cities in a single day (Carlen and Munshi-South 2021), its relative low abundance may be associated to historical factors (e.g., the year when the city was colonized by birds) or environmental features of the city of Santo Tomé (e.g. the lack of high-rise buildings) (Hetmański 2007, Evans et al. 2010, Møller et al. 2012, Przybylska et al. 2012, Tang et al. 2018, Carlen and Munshi-South 2021). This knowledge may contribute to urban planning to regulate populations of exotic species in urban systems.

Bird assemblages within the city of Santo Tomé are composed of a lower number of native species than in surrounding non-urban areas (rural and natural areas) (Rossetti and Giraudo 2003, de la Peña 2013, Frutos et al. 2020). It has been shown that urban systems can filter bird species according to their ecological functions (Croci et al. 2008, Silva et al. 2016, Leveau 2021). For instance, although insectivorous species were often identified across all urban land uses such as the House Wren, the Rufous Hornero and the Great Kiskadee, other insectivorous species such as the White-barred Piculet, the Great Antshrike (*Taraba major*) and the Black-capped Warbling Finch (*Microspingus melanoleucus*) appeared only in the urban reserve, which was dominated by native vegetation (Cristaldi et al. 2017). In addition, the success of colonizing urban systems may also be associated with the abundance of species in non-urban areas (e.g. Leveau et al. 2022). In this sense, species present in the city of Santo Tomé are among the most abundant species in the surrounding non-urban areas as it was reported in previous studies (Rossetti and Giraudo 2003, de la Peña 2013, Frutos et al. 2020). Therefore, future studies should shed light on the underlying processes that shape the urban bird assemblage in the city of Santo Tomé in order to enhance the occurrence of those native species that seem to avoid urban systems and constraint population dynamics of exotic bird species.

FINAL REMARKS

Although it has been widely shown that large urban areas have a significant effect on bird assemblages, our results suggest that intermediate size cities like Santo Tomé can also have a significant effect. In our study, bird species diversity and abundance increased from highly to scarcely urbanized land uses. Exotic species concentrated their abundance on the most urbanized land uses. These declines in bird diversity suggest that several native bird species that inhabit the surrounding non-urban habitats could not thrive in the city. However, we observed that most of urban land uses can still retain native species and some of them may enhance bird diversity and contribute to the heterogeneity of bird assemblage composition. In this sense, high levels of species diversity and heterogeneity of bird composition were associated to urban land uses with natural resources according to the ecological requirement of species, relative low levels of human disturbance and vegetation management for conservation or aesthetic purposes. Given that the city of Santo Tomé is expected to grow,

Table 1. Maximum abundance of species recorded in each urban land use type throughout the study period.

Species	Code	Reserve	Riverside walkway	Military base	Small urban parks	Peri-urban	Suburban	City centre
Progne tapera	Protap	3	84	2	3	0	25	179
Passer domesticus	Pasdom	6	49	15	20	8	17	31
Zenaida auriculata	Zenaur	18	14	16	18	13	7	14
Zonotrichia capensis	Zoncap	9	16	3	3	7	3	8
Pitangus sulphuratus	Pitsul	5	4	2	7	4	4	5
Molothrus bonariensis	Molbon	1	12	30	7	7	4	5
Myiopsitta monachus	Myimon	6	13	21	10	3	6	3
Furnarius rufus	Furruf	4	4	4	7	7	7	3
Polioptila dumicola	Poldum	5	2	2	2	1	2	2
Troglodytes aedon	Troaed	4	3	3	1	3	2	2
Chlorostilbon lucidus	Chlluc	3	1	1	2	1	1	2
Patagioenas maculosa	Patmac	1	3	1	9	2	1	1
Columba livia	Colliv	0	0	0	2	0	2	1
Sicalis flaveola	Sicfla	0	1	0	1	3	1	1
Egretta thula	Egrthu	17	0	1	0	0	0	0
Gallinula galeata	Galgal	13	1	0	1	0	0	0
Butorides striata	Butstr	7	8	0	2	0	0	0
Thraupis sayaca	Thrsay	6	0	0	1	1	0	0
Jacana jacana	Jacjac	6	4	0	4	0	0	0
Agelaioides badius	Agebad	5	5	2	0	0	0	0
Phacellodomus ruber	Pharub	4	2	1	0	0	0	0
Hylocharis chrysura	Hylchr	4	1	0	0	0	0	0
Aramus guarauna	Aragua	4	2	0	2	0	0	0
Vanellus chilensis	Vanchi	4	4	2	2	2	1	0
Caracara plancus	Carpla	2	2	2	2	0	0	0
Machetornis rixosa	Macrix	2	3	1	5	2	1	0
Dryobates mixtus	Drymix	2	2	0	0	0	0	0
Turdus rufiventris	Turruf	2	3	5	2	9	2	0
Turdus amaurochalinus	Turama	2	1	3	2	1	1	0
Mimus saturninus	Mimsat	2	3	0	4	3	2	0
Paroaria coronata	Parcor	2	2	2	5	2	3	0
Microspingus melanoleucus	Micmel	2	0	0	0	0	0	0
Certhiaxis cinnamomeus	Cercin	2	2	0	0	0	0	0
Aramides ypecaha	Araype	2	0	0	0	0	0	0
Rostrhamus sociabilis	Rossoc	2	1	3	0	0	0	0
Colaptes campestris	Colcam	2	0	1	1	1	0	0
Saltator coerulescens	Salcoe	3	2	0	0	0	1	0
Columbina picui	Colpic	1	10	4	6	3	1	0
Taraba major	Tarmaj	1	0	0	0	0	0	0

Species	Code	Reserve	Riverside walkway	Military base	Small urban parks	Peri-urban	Suburban	City centre
Agelasticus cyanopus	Agecya	1	9	0	0	0	0	0
Lepidocolaptes angustirostris	Lepang	1	1	1	0	0	0	0
Leptotila verreauxi	Lepver	1	0	1	0	0	0	0
Rupornis magnirostris	Rupmag	1	0	0	0	1	0	0
Serpophaga subcristata	Sersub	1	0	0	1	0	0	0
Mimus triurus	Mimtri	1	0	0	1	0	0	0
Synallaxis albescens	Synalb	1	0	0	0	0	0	0
Podilymbus podiceps	Podpod	1	0	0	0	0	0	0
Synallaxis frontalis	Synfro	1	0	0	0	0	0	0
Guira guira	Guigui	1	11	23	5	0	3	0
Falco sparverius	Falspa	1	1	2	2	0	0	0
Megaceryle torquata	Megtor	1	0	0	1	0	0	0
Fluvicola albiventer	Flualb	1	0	0	1	0	0	0
Tigrisoma lineatum	Tiglin	1	0	0	0	0	0	0
Elaenia parvirostris	Elapar	1	0	0	0	0	0	0
Picumnus cirratus	Piccir	1	0	0	0	0	0	0
Schoeniophylax phryganophilus	Schphr	0	2	0	0	2	0	0
Ardea alba	Ardalb	0	2	0	1	0	0	0
Poospiza nigrorufa	Poonig	0	1	0	0	0	0	0
Charadrius collaris	Chacol	0	3	0	0	0	0	0
Tachycineta leucopyga	Tacleu	0	5	0	0	1	0	0
Rauenia bonariensis	Raubon	0	1	0	0	0	0	0
Sicalis luteola	Siclut	0	1	0	0	0	0	0
Leistes superciliaris	Stesup	0	1	0	0	0	0	0
Plegadis chihi	Plechi	0	4	4	0	0	0	0
Patagioenas picazuro	Patpic	0	1	2	1	0	1	0
Pseudoseisura lophotes	Pselop	0	0	3	0	0	0	0
Progne chalybea	Procha	0	0	4	0	12	0	0
Drymornis bridgesii	Drybri	0	0	2	0	0	0	0
Bubulcus ibis	Bubibi	0	0	20	0	0	0	0
Colaptes melanochloros	Colmel	0	0	1	0	1	0	0
Molothrus rufoaxillaris	Molruf	0	0	3	1	4	0	0
Icterus cayanensis	Ictcay	0	0	0	3	1	0	0
Progne elegans	Proele	0	4	0	0	3	0	0
Chroicocephalus maculipennis	Chrmac	0	1	0	0	0	0	0
Tyrannus melancholicus	Tyrmel	0	0	0	1	0	0	0

Table 2. Generalized linear model and Generalized least squares model results showing differences in Species richness, Shannon–Wiener and Simpson index, total abundance, abundance of native species, ratio of exotic individuals between urban land uses of Santo Tomé, Argentina. z/t indicates z or t tests. Reserve is in the intercept.

Variable	Estimate	Std. Error	z/t	p value
Species richness				
Intercept	3.001	0.07	42.543	<0.001
Centre	-1.084	0.14	-7.725	<0.001
Peri-urban	-0.729	0.124	-5.893	<0.001
Suburban	-0.815	0.127	-6.398	<0.001
Small urban parks	-0.491	0.114	-4.29	<0.001
Military base	-0.483	0.114	-4.23	<0.001
Riverside walkway	-0.144	0.103	-1.393	0.164
Shannon-Wiener index				
Intercept	14.308	0.865	16.55	<0.001
Centre	-9.821	1.223	-8.033	<0.001
Peri-urban	-6.805	1.223	-5.566	<0.001
Suburban	-8.362	1.223	-6.839	<0.001
Small urban parks	-6.553	1.223	-5.36	<0.001
Military base	-6.607	1.223	-5.404	<0.001
Riverside walkway	-2.941	1.223	-2.406	0.02
Simpson index				
Intercept	10.523	0.75	14.03	<0.001
Centre	-6.866	1.061	-6.473	<0.001
Peri-urban	-4.201	1.061	-3.961	<0.001
Suburban	-5.882	1.061	-5.545	<0.001
Small urban parks	-4.862	1.061	-4.584	<0.001
Military base	-4.902	1.061	-4.621	<0.001
Riverside walkway	-1.921	1.061	-1.811	0.075
Total abundance				
Intercept	27.8	2.884	9.639	<0.001
Centre	-13.3	3.556	-3.74	<0.001
Peri-urban	-9.15	3.792	-2.413	0.019
Suburban	-10.65	3.789	-2.81	0.007
Small urban parks	-1.95	4.541	-0.429	0.669
Military base	-3.233	4.38	-0.738	0.463
Riverside walkway	5.755	5.431	1.059	0.293
Abundance of native species				
Intercept	27.05	2.789	9.695	<0.001
Centre	-16.994	3.187	-5.331	<0.001
Peri-urban	-11.45	3.6	-3.179	0.002
Suburban	-15.6	3.699	-4.216	<0.001
Small urban parks	-6.65	4.118	-1.614	0.111
Military base	-3.233	4.017	-0.804	0.424
Riverside walkway	3.005	5.408	0.555	0.58
Ratio of exotic individuals				
Intercept	0.025	0.039	0.641	0.524
Centre	0.258	0.05	4.581	<0.001
Peri-urban	0.137	0.056	2.427	0.018
Suburban	0.327	0.056	5.793	<0.001
Small urban parks	0.197	0.056	3.503	<0.001
Military base	-0.008	0.056	-0.145	0.885
Riverside walkway	0.099	0.056	1.757	0.083

our results should serve as a base knowledge for an urban planning aimed to enhance the diversity and heterogeneity of urban bird assemblages.

ACKNOWLEDGMENTS

The following supported the work: CONICET (PIP 2011-0355), Universidad Nacional del Litoral (CAID-2016-UNL), ANPCYT (PICT 2016-1415 and PICT-2013-2203 FONCYT). We thank the Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas and the Instituto Nacional de Limnología (CONICET- UNL) which facilitated our work.

LITERATURE CITED

Allred S, Stedman R, Heady L and Strong K (2021) Incorporating Biodiversity in Municipal Land-Use Planning: An Assessment of Technical Assistance, Policy Capacity, and Conservation Outcomes in New York's Hudson Valley. *Land Use Policy* 104: 105344. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2021.105344

Aronson MFJ, La Sorte FA, Nilon CH, Katti M, Goddard MA, Lepczyk CA, Warren PS, Williams NSG, Cilliers S, Clarkson B, Dobbs C, Dolan R, Hedblom M, Klotz S, Kooijmans JL, Kuhn I, MacGregor-Fors I, McDonnell M, Mortberg U, Pysek P, Siebert S, Sushinsky J, Werner P and Winter M (2014) A Global Analysis of the Impacts of Urbanization on Bird and Plant Diversity Reveals Key Anthropogenic Drivers. *Proceedings of the Royal Society* 281(1780): 20133330

Arzamendia V and Giraudo A (2004) Usando Patrones de Biodiversidad Para La Evaluación y Diseño de Áreas Protegidas: Las Serpientes de La Provincia de Santa Fe (Argentina) Como Ejemplo. *Revista Chilena de Historia Natural* 77: 335–348

Avolio ML, Pataki DE, Trammell TLE and Endter-Wada J (2018) Biodiverse Cities: The Nursery Industry, Homeowners, and Neighborhood Differences Drive Urban Tree Composition. *Ecological Monographs* 88(2): 259–276

Batáry P, Kurucz K, Suarez-Rubio M and Chamberlain DE (2018) Non-Linearities in Bird Responses across Urbanization Gradients: A Meta-Analysis. *Global Change Biology* 24(3): 1046–1054

BirdLife International (2013) Birds are found almost everywhere in the world, from the poles to the equator. Downloaded from http://www.birdlife.org on 19/12/2022

Bivand RS and Wong DWS (2018) Comparing implementations of global and local indicators of spatial association. *TEST*, 27(3), 716-748. URL https://doi.org/10.1007/s11749-018-0599-x

Blair RB (1996) Land Use and Avian Species Diversity Along an Urban Gradient. *Ecological Applications* 6(2): 506–519

Blair RB and Johnson EM (2008) Suburban Habitats and Their Role for Birds in the Urban-Rural Habitat Network: Points of Local Invasion and Extinction? *Landscape Ecology* 23: 1157–1169

Bray JR and Curtis JT (1957) An Ordination of the Upland Forest Communities of Southern Wisconsin. *Ecological Monographs* 27(4): 325–349

Cabrera AL (1994) Regiones Fitogeográficas Argentinas. *Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería* 2: 1-85

Carlen E and Munshi-South J (2021) Widespread Genetic Connectivity of Feral Pigeons across the Northeastern Megacity. *Evolutionary Applications* 14(1): 150–162

Cavender-Bares J, Cubino JP, Pearse WD, Hobbie SE, Lange AJ, Knapp S and Nelson KC (2020) Horticultural Availability and Homeowner Preferences Drive Plant Diversity and Composition in Urban Yards. *Ecological Applications* 30(4): 1–16

Chao A, Gotelli NJ, Hsieh TC, Sander EL, Ma KH, Colwell RK and Ellison AM (2014) Rarefaction and Extrapolation with Hill Numbers: A Framework for Sampling and Estimation in Species Diversity Studies. *Ecological Monographs* 84(1): 45–67

Chao A and Jost L (2012) Coverage-Based Rarefaction and Extrapolation: Standardizing Samples by Completeness Rather than Size. *Ecology* 93(12): 2533–2547

Chiari C, Dinetti M, Licciardello C, Licitra G and Pautasso M (2010) Urbanization and the More-Individuals Hypothesis. *Journal of Animal Ecology* 79(2): 366–371

Clergeau P, Croci S, Jokimäki J, Kaisanlahti-Jokimäki ML and Dinetti M (2006) Avifauna Homogenisation by Urbanisation: Analysis at Different European Latitudes. *Biological Conservation* 127(3): 336–344

Cristaldi MA, Giraudo AR, Arzamendia V, Bellini GP and Claus J (2017) Urbanization impacts on the trophic guild composition of bird communities. *Journal of Natural History* 51: 1–20 https://doi.org/10.1080/00222933.2017.1371803

Croci S, Butet A and Clergeau P (2008) Does Urbanization Filter Birds on the Basis of Their Biological Traits? *The Condor* 110(2): 223–240

Curzel FE, Bellocq MI and Leveau LM (2021) Local and Landscape Features of Wooded Streets Influenced Bird Taxonomic and Functional Diversity. *Urban Forestry and Urban Greening* 66: 127369

CURZEL FE AND LEVEAU LM (2021) Bird Taxonomic and Functional Diversity in Three Habitats in Buenos Aires City, Argentina. *Birds* 2(2): 217–229

D'ANGELO CH, PENSIERO JF AND PAUTASSO AA (1998) Evaluaciones Ecológicas Rápidas En Reservas de La Provincia de Santa Fe. Reserva Ecológica de La Ciudad Universitaria Paraje El Pozo (UNL). *Informe Técnico Presentado a La Fundación Hábitat y Desarrollo*

ESCOBAR-IBÁÑEZ JF, RUEDA-HERNÁNDEZ R AND MACGREGOR-FORS I (2020) The Greener the Better! Avian Communities Across a Neotropical Gradient of Urbanization Density. *Frontiers in Ecology and Evolution* 8: 1–11

EVANS KL, HATCHWELL BJ, PARNELL M AND GASTON KJ (2010) A Conceptual Framework for the Colonisation of Urban Areas: The Blackbird Turdus Merula as a Case Study. *Biological Reviews* 85(3): 643–667

FILLOY J, ZURITA GA AND BELLOCQ MI (2019) Bird Diversity in Urban Ecosystems: The Role of the Biome and Land Use Along Urbanization Gradients. *Ecosystems* 22(1): 213– 227 https://doi.org/10.1007/s10021-018-0264-y

FRÖHLICH A AND CIACH M (2020) Dead Tree Branches in Urban Forests and Private Gardens Are Key Habitat Components for Woodpeckers in a City Matrix. *Landscape and Urban Planning* 202: 103869. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2020.103869

FRUTOS AE, RONCHI-VIRGOLINI AL, GIRAUDO AR AND PIÑA CI (2020) How Does Cattle Raising Affect Bird Communities in the Delta of the Paraná River? *Journal for Nature Conservation* 57: 125872. https://doi.org/10.1016/j.jnc.2020.125872

GARAFFA PI, FILLOY J AND BELLOCQ MI (2009) Bird Community Responses along Urban-Rural Gradients: Does the Size of the Urbanized Area Matter? *Landscape and Urban Planning* 90(1–2): 33–41

GERMAIN P, CUEVAS Y, SANHUEZA C, TIZÓN R, LOYDI A, DE VILLALOBOS AE, ZAPPERI G, VÁZQUEZ B, POMPOZZI G AND PIOVÁN MJ (2008) Ensamble de Aves En Zonas Con Diferente Grado de Urbanización En La Ciudad de Bahía Blanca (Buenos Aires, Argentina). *BioScriba* 1(2): 35–45

GILBERT JA AND BUTT KR (2009) Digital photography as a tool for field monitoring in potentially inhospitable environments. *Mires and Peat* 5(05): 1–6

GOROSITO CA AND CUETO VR (2020) Do Small Cities Affect Bird Assemblages? An Evaluation from Patagonia. *Urban Ecosystems* 23(2): 289–300

GRIMM NB, FAETH SH, GOLUBIEWSKI NE, REDMAN CL, WU J, BAI X AND BRIGGS JM (2008) Global Change and the Ecology of Cities. *Science* 319: 756–760

HETMAŃSKI T (2007) Dispersion Asymmetry within a Feral Pigeon *Columba Livia* Population. *Acta Ornithologica* 42(1): 23–31

HSIEH TC, MA KH AND CHAO A (2020) iNEXT: iNterpolation and EXTrapolation for species diversity. R package version 2.0.20 URL: http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software-download/.

HURLBERT AH (2004) Species-Energy Relationships and Habitat Complexity in Bird Communities. *Ecology Letters* 7(8): 714–720

JETZ W, THOMAS GH, JOY JB, HARTMANN K AND MOOERS AO (2012) The Global Diversity of Birds in Space and Time. *Nature* 491(7424): 444–448

JURI MD AND CHANI JM (2005) Variación En La Composición de Comunidades de Aves a Lo Largo de Un Gradiente Urbano (Tucumán, Argentina). *Acta Zoológica Lilloana* 49: 49–57

JURI MD AND CHANI JM (2009) Variación Estacional En La Composición de Las Comunidades de Aves En Un Gradiente Urbano. *Ecología Austral* (19): 175–184

KENDAL D, EGERER M, BYRNE JA, JONES PJ, MARSH P, THRELFALL CG, ALLEGRETTO G, KAPLAN H, NGUYEN HKD, PEARSON S, WRIGHT A AND FLIES EJ (2020) City-Size Bias in Knowledge on the Effects of Urban Nature on People and Biodiversity. *Environmental Research Letters* 15(12)

KOH CN, LEE PF AND LIN RS (2006) Bird species richness patterns of northern Taiwan: Primary productivity, human population density, and habitat heterogeneity. *Diversity and Distributions* 12(5): 546-554

LEGENDRE P AND LEGENDRE L (1988) Numerical Ecology, 2nd English edn. Elsevier Science, Amsterdam

LENTH R (2022) emmeans: Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means. R package version 1.8.0, <https://CRAN.R-project.org/package=emmeans>

LEPCZYK CA, MERTIG AG AND LIU J (2004) Assessing Landowner Activities Related to Birds Across Rural-to-Urban Landscapes. *Environmental Management* 33(1): 110–125

LERMAN SB, NARANGO DL, AVOLIO ML, BRATT AR, ENGEBRETSON JM, GROFFMAN PM, HALL SJ, HEFFERNAN JB, HOBBIE SE, LARSON KL, LOCKE DH, NEILL C, NELSON KC, CUBINO JP AND TRAMMELL TLE (2021) Residential Yard Management and Landscape Cover Affect Urban Bird Community Diversity across the Continental USA. Ecological Applications 31(8): 1–20

LEVEAU LM (2013) Relaciones aves – hábitat en el sector suburbano de Mar del Plata, Argentina. *Ornitología Neotropical* 24: 201–212

LEVEAU LM (2019) Primary Productivity and Habitat Diversity Predict Bird Species Richness and Composition along Urban-Rural Gradients of Central Argen-

tina. *Urban Forestry and Urban Greening* 43: 126349 https://doi.org/10.1016/j.ufug.2019.05.011.

Leveau LM (2021) Consistency in Bird Community Assembly over Medium-Term along Rural-Urban Gradients in Argentina. *Ecological Processes* 10:34

Leveau LM and Leveau CM (2004) Comunidades de Aves En Un Gradiente Urbano de La Ciudad de Mar Del Plata, Argentina. *Hornero* 19(1): 13–21

Leveau LM, Leveau CM, Villegas M, Cursach JA and Suazo CG (2017) Bird Communities along Urbanization Gradients: A Comparative Analysis among Three Neotropical Cities. *Ornitologia Neotropical* 28: 77–87

Leveau LM, Gorleri FC, Roesler I and González-Táboas F (2022) What Makes an Urban Raptor? *Ibis*: 1–14

Leveau LM, Isla FI and Bellocq MI (2020) From Town to Town: Predicting the Taxonomic, Functional and Phylogenetic Diversity of Birds Using NDVI. *Ecological Indicators* 119: 106703. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106703

Leveau LM and Zuria I (2017) Flocking the City: Avian Demography and Population Dynamics in Urban Latin America. In Avian Ecology in Latin American Cityscapes, eds. Ian MacGregor-Fors and Juan F. Escobar-Ibáñez. Springer International Publishing AG, 57–77

Li D (2018) hillR: taxonomic, functional, and phylogenetic diversity and similarity through Hill Numbers. Journal of Open Source Software 3(31), 1041. https://doi.org/10.21105/joss.01041

Lou J and González-Oreja JA (2012) Midiendo La Diversidad Biológica: Más Allá Del Índice de Shannon. *Acta zoológica lilloana* 56 (1–2): 3–14

MacGregor-Fors I and Schondube JE (2011) Gray vs. Green Urbanization: Relative Importance of Urban Features for Urban Bird Communities. *Basic and Applied Ecology* 12(4): 372–381

Marzluff JM (2005) Island Biogeography for an Urbanizing World How Extinction and Colonization May Determine Biological Diversity in Human-Dominated Landscapes. *Urban Ecosystems* 8: 157–177

Marzluff JM, Bowman R and Donnelly R (2001) A Historical Perspective on Urban Bird Research: Trends, Terms, and Approaches. In Avian Ecology and Conservation in an Urbanizing World, ed. JM Marzluff. Springer, Boston, MA, 1–17

McDonald RI, Beatley T and Elmqvist T (2018) The Green Soul of the Concrete Jungle: The Urban Century, the Urban Psychological Penalty, and the Role of Nature. *Sustainable Earth* 1(1): 1–13

McKinney ML (2006) Urbanization as a Major Cause of Biotic Homogenization. *Biological Conservation* 127(3): 247–260

McKinney ML (2008) Effects of Urbanization on Species Richness: A Review of Plants and Animals. *Urban Ecosystems* 11(2): 161–176

McKinney ML and Lockwood JL (1999) Biotic Homogenization: A Few Winners Replacing Many Losers in the next Mass Extinction. *Trends in Ecology and Evolution* 14(11): 450–453

Medrano MC (2005) Evaluación de La Riqueza y Diversidad de Arthropoda En La Reserva Ecológica de La Ciudad Universitaria 'El Pozo', Santa Fe, Argentina. Tesina de Licenciatura En Biodiversidad (FHUC-Univ. Nac. Del Litoral). Dir.: Gagneten AM; Co-Dir.: D'Angelo CH: 64

Mittermeier RA, Turner WR, Larsen FW, Brooks TM and Gascon C (2011) Global Biodiversity Conservation: The Critical Role of Hotspots. In Biodiversity Hotspots, Springer, Berlin, Heidelberg, 3–22

Møller AP, Diaz M, Flensted-Jensen E, Grim T, Ibáñez-Álamo JD, Jokimäki J, Mänd R, Markó G and Tryjanowski P (2012) High Urban Population Density of Birds Reflects Their Timing of Urbanization. *Oecologia* 170(3): 867–875

Oksanen J, Simpson G, Blanchet F, Kindt R, Legendre P, Minchin P, O'Hara R, Solymos P, Stevens M, Szoecs E, Wagner H, Barbour M, Bedward M, Bolker B, Borcard D, Carvalho G, Chirico M, De Caceres M, Durand S, Evangelista H, FitzJohn R, Friendly M, Furneaux B, Hannigan G, Hill M, Lahti L, McGlinn D, Ouellette M, Ribeiro Cunha E, Smith T, Stier A, Ter Braak C and Weedon J (2022). vegan: Community Ecology Package. R package version 2.6-2, <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>

Ortega-Álvarez R and MacGregor-Fors I (2009) Living in the Big City: Effects of Urban Land-Use on Bird Community Structure, Diversity, and Composition. *Landscape and Urban Planning* 90(3–4): 189–195

Ortega-Álvarez R and MacGregor-Fors I (2011a) Dusting-off the File: A Review of Knowledge on Urban Ornithology in Latin America. *Landscape and Urban Planning* 101(1): 1–10

Ortega-Álvarez R and MacGregor-Fors I (2011b) Spreading the Word: The Ecology of Urban Birds Outside the United States, Canada, and Western Europe. *The Auk* 128(2): 415–418

Oyarzabal M, Clavijo J, Oakley L, Biganzoli F, Tognetti P, Barberis I, Maturo H, Aragón R, Campanello P, Prado D, Oesterheld M and León RJC (2018) Unidades de Vegetación de La Argentina. *Ecología Austral* 28(1): 40–63

Pellissier V, Cohen M, Boulay A and Clergeau P (2012) Birds Are Also Sensitive to Landscape Composition and Configuration within the City Centre. *Landscape*

and Urban Planning 104(2): 181–188. http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.10.011

DE LA PEÑA MR (2013) Nidos y reproducción de las Aves Argentinas. Serie Naturaleza, Conservación y Sociedad Nº 8. Ediciones Biológica, Santa Fe

PINHEIRO J, BATES D AND R CORE TEAM (2022)nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models. R package version 3.1-157, <https://CRAN.R-project.org/package=nlme>

PRZYBYLSKA K, HAIDT A, MYCZKO Ł, EKNER-GRZYB A, ROSIN ZUZANNA M, KWIECIŃSKI Z, TRYJANOWSKI P, SUCHODOLSKA J, TAKACS V, JANKOWIAK Ł, TOBÓŁKA M, WASIELEWSKI O, GRACLIK A, KRAWCZYK AJ, KASPRZAK A, SZWAJKOWSKI P, WYLEGAŁA P, MALECHA AW, MIZERA T AND SKÓRKA P (2012) Local and Landscape-Level Factors Affecting the Density and Distribution of the Feral Pigeon *Columba Livia* Var. Domestica in an Urban Environment. *Acta Ornithologica* 47(1): 37–45

R CORE TEAM (2022). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL https://www.R-project.org/.

RALPH CJ, DROEGE S AND SAUER JR (1995) Managing and monitoring birds using point counts:Standards and applications. Monitoring Bird Populations by Point Counts, eds Ralph CJ, Droege S, Sauer JR (U.S. Departure of Agriculture Forest Service, Washington, DC), General Technical Report PSW-GTR-149, pp 161–170

RAMIREZ CE, MARATEO G AND DE BELÁUSTEGUI H (2016) Inventario de Aves Del Barrio Centro de La Ciudad de Luján, Buenos Aires, Durante El Período No Reproductivo. *Revista del Museo de La Plata* 1(1): 21–28

ROSSETTI MA AND GIRAUDO AR (2003) Comunidades de Aves de Bosques Fluviales Habitados y No Habitados Por El Hombre En El Río Paraná Medio, Argentina. *Hornero* 18(2): 89–96

SCHULZE CH, WALTERT M, KESSLER PJA, PITOPANG R, SHAHABUDDIN, VEDDELER D, MÜHLENBERG M, GRADSTEIN SR, LEUSCHNER C, STEFFAN-DEWENTER I AND TSCHARNTKE T (2004) Biodiversity Indicator Groups of Tropical Land-Use Systems: Comparing Plants, Birds, and Insects. *Ecological Applications* 14(5): 1321–1333

DA SILVA BF, PENA JC, VIANA-JUNIOR AB, VERGNE M AND PIZO MA (2021) Noise and Tree Species Richness Modulate the Bird Community Inhabiting Small Public Urban Green Spaces of a Neotropical City. *Urban Ecosystems* 24(1): 71–81

SILVA CP, SEPÚLVEDA RD AND BARBOSA O (2016) Nonrandom Filtering Effect on Birds: Species and Guilds Response to Urbanization. *Ecology and Evolution* 6(11): 3711–3720

STORCH D, BOHDALKOVÁ E AND OKIE J (2018) The More-Individuals Hypothesis Revisited: The Role of Community Abundance in Species Richness Regulation and the Productivity–Diversity Relationship. *Ecology Letters* 21(6): 920–937

TANG Q, LOW GW, LIM JY, GWEE CY AND RHEINDT FE (2018) Human Activities and Landscape Features Interact to Closely Define the Distribution and Dispersal of an Urban Commensal. *Evolutionary Applications* 11(9): 1598–1608

TRATALOS J, FULLER R, EVANS K, DAVIES RG, NEWSON SE, GREENWOOD JJD AND GASTON KJ (2007) Bird Densities Are Associated with Household Densities. *Global Change Biology* 13(8): 1685–1695

UNITED NATIONS (2015)Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development. Division for Sustainable Development Goals: New York, NY, USA

VIGNOLI L, SCIRÈ S AND BOLOGNA MA (2013) Rural–Urban Gradient and Land Use in a Millenary Metropolis: How Urbanization Affects Avian Functional Groups and the Role of Old Villas in Bird Assemblage Patterning. *Web Ecology* 13(1): 49–67

VILLEGAS M AND GARITANO-ZAVALA A (2010) Bird Community Responses to Different Urban Conditions in La Paz, Bolivia. *Urban Ecosystems* 13(3): 375–391

BIRD MIGRANT ASSEMBLAGES IN URBAN AND RURAL AREAS OF CENTRAL ARGENTINA: A REGIONAL-SCALE COMPARISON

Lucas M. Leveau[1*]

[1]Departamento de Ecología, Genética y Evolución, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires – IEGEBA (CONICET – UBA), Ciudad Universitaria, Pab 2, Piso 4, Buenos Aires 1426, Argentina
*lucasleveau@yahoo.com.ar

Abstract.– Migrant birds are negatively impacted by urbanization. However, most of the studies about urbanization effects on migrant birds were conducted in the Northern Hemisphere, and studies performed in South America are scarce. This study compares the migrant bird assemblages of urban parks and rural areas of central Argentina. Summer migrant birds were surveyed by standardized point counts in urban parks of six cities. In contrast, rural migrant assemblages were assessed through species lists of the citizen science project eBird in six paired sites. Sample coverage was similar between urban parks and rural areas (0.89 and 0.92, respectively). Migrant species richness was higher in rural than in urban parks. Migrant species composition changed between habitats, and species turnover was the dominant aspect of species dissimilarity. Urban parks had more occurrences of the Glittering-bellied Emerald (*Chlorostilbon lucidus*) and the Tropical Kingbird (*Tyrannus melancholicus*), whereas rural sites had more occurrences of the Vermillion Flycatcher (*Pyrocephalus rubinus*) and the Double-collared Seedeater (*Sporophila caerulescens*). Grasslands present in rural areas may favor the presence of the Vermillion Flycatcher and the Double-collared Seedeater. Therefore, cities are related to significant changes in the migrant bird communities.

Keywords: *avian, agroecosystems, citizen science, green areas, Latin America, urbanization*

Resumen. – ENSAMBLES DE AVES MIGRATORIAS EN ÁREAS URBANAS Y RURALES DEL CENTRO DE ARGENTINA: UNA COMPARACIÓN A ESCALA REGIONAL. Las aves migratorias se ven afectadas negativamente por la urbanización. Sin embargo, la mayoría de los estudios se realizaron en el hemisferio norte y los estudios realizados en Sudamérica son escasos. El objetivo de este estudio es comparar los ensambles de aves migratorias de parques urbanos y áreas rurales del centro de Argentina. Las aves migratorias de verano se muestrearon mediante conteos de puntos estandarizados en parques urbanos de seis ciudades, mientras que las comunidades de aves migratorias rurales se evaluaron a través de listas de especies del proyecto de ciencia ciudadana eBird en seis sitios pareados a las ciudades. La cobertura de muestreo fue similar entre los parques urbanos y las zonas rurales (0.89 y 0.92, respectivamente). La riqueza de especies migratorias fue mayor en los sitios rurales que en los parques urbanos. La composición de especies migratorias cambió entre hábitats, y el recambio de especies fue el aspecto dominante de la disimilitud de especies. Los parques urbanos tuvieron más ocurrencias del Picaflor Común (Chlorostilbon lucidus) y el Surirí Real (Tyrannus melancholicus), mientras que los sitios rurales tuvieron más ocurrencias del Churrinche (Pyrocephalus rubinus) y el Corbatita Común (Sporophila caerulescens). Los pastizales presentes en las zonas rurales pueden favorecer la presencia del Churrinche y el Corbatita Común. Por lo tanto, las ciudades están relacionadas a cambios significativos en las comunidades de aves migradoras.

Palabras clave: *agroecosistemas, América Latina, áreas verdes, aves, ciencia ciudadana, urbanización*

Recibido: 1 de abril de 2022; Aceptado: 22 de noviembre de 2022

Urban expansion impacts negatively to bird communities, and especially latitudinal migrant birds, by reducing their diversity and abundance (Park and Lee 2000, Croci et al. 2008, Jokimäki and Kaisanlahti-Jokimäki 2012, Leveau 2021). Bird migrant declines in urban areas has been associated with several factors such as habitat loss and human disturbance in their breeding and wintering areas (Hennings and Edge 2003, MacGregor-Fors et al. 2010), and also with low food availability, and brood parasitism in their breeding areas (Rodewald and Brittingham 2007, Rodewald 2009, Teglhøj 2017). However, among the different habitat types in cities, urban parks may constitute essential habitats for migrant birds during breeding and wintering seasons (Amaya-Espinel and Hostetler 2019, La Sorte et al. 2020, Leveau 2021, Villaseñor and Escobar 2022).

Most of the studies that analyzed the effects of urbanization on migrant birds were conducted in the Northern Hemisphere, where most migrant bird species are associated with forest biomes and generally hunt insects on tree foliage in their breeding grounds (Hennings and Edge 2003, MacGregor-Fors et al.

2010, Zhou and Chu 2012, Zúñiga-Vega et al. 2019). However, the habitat requirements of latitudinal migrants of the Northern Hemisphere can change during their wintering season, using small green areas or wooded sites within suburban areas (Archer et al. 2019).

On the other hand, studies in the Southern Hemisphere are scarce (Conole and Kirkpatrick 2011, Leveau 2013, Amaya-Espinel and Hostetler 2019, de Camargo Barbosa et al. 2020, Villaseñor and Escobar 2022), and migrants of South America that breed in Central Argentina and winter in Northern South America are primarily adapted to open or semi-open habitats and hunt insects on-air and tree foliage in their breeding and non-breeding grounds (Chesser 1994, Stiles 2004, Jahn et al. 2016). Therefore, the role of urban parks in conserving migratory birds can be different between hemispheres. Due to urban parks generally have a semi-open physiognomy, composed of wooded and open lawned areas, summer migrants of South America can be more adapted to these habitats than their North American counterparts.

At the global scale, most studies focused on alpha diversity of migrant birds, such as species richness, along urbanization gradients. However, analyses of migrant species composition along urbanization gradients are scarce. This type of analysis is relevant because, although species richness values can be similar between habitats, species composition can be different (see Parsons et al. 2003, Suarez-Rubio et al. 2011). Moreover, differences in species composition between habitats can be attributed to two components that have seldom been analyzed in migrant birds (Baselga 2010): 1) turnover, which is the replacement of some species by others between habitats; and 2) nestedness, which is the progressive loss of species between habitats.

In central Argentina, during the spring-summer two kind of migrant birds can arrive (Joseph 1997, Table 1): Nearctic-Neotropical Temperate-Tropical (NETT) and South American Temperate-Tropical migrants (SATT). NETT migrants generally breed in the North America and winter in central Argentina, although the Barn Swallow (*Hirundo rustica*) and the Cliff Swallow (*Pretochelidon pyrrhonota*) also breed in the area (Martinez 1983, Salvador et al. 2016). The SATT migrants breed in central Argentina and winter generally in northern South America (Joseph 1997). This study aimed to compare the species composition of summer migrants in urban parks and rural areas of central Argentina. The study was carried out at the regional scale, comparing urban assemblages of six cities versus six paired rural areas. Regional-scale studies about urban bird communities have been scarcely performed (Kark et al. 2007, Croci et al. 2008). Two hypotheses were tested: 1) a significant change in migrant composition between habitats is driven by species nestedness, and 2) a significant change in migrant composition is driven by species turnover.

METHODS

The study was carried out in the Austral Pampas, located in Buenos Aires province, central Argentina (Fig. 1). The landscape is dominated by croplands and livestock grazing with scattered tree plantations. The climate is temperate, with cold winters with a monthly mean value between 7.15 and 8.10 ºC, and warm summers with a monthly mean value between 20.30 and 21.50 ºC (Servicio Meteorológico Nacional). The mean annual precipitation ranges between 901 and 923.6 mm. The altitude of the study area ranges between sea level to 188 masl. The population size of cities ranged between 29 629 and 860 000 inhabitants (Supplementary material, Table S1).

Bird surveys were carried out once in six cities' urban parks and rural areas (Fig. 1), performing a pared comparison of urban and rural sites. The number of parks in each city ranged between 5 and 15, depending on the park availability in each city, and parks were separated from each other by at least 200 m (Supplementary material, Table S1). Park area size ranged between 0.21 and 8.04 ha (mean = 2.19, N = 52) and was distributed along the urban gradient, from the urban center to the city fringe. The habitat of urban parks was generally composed of lawn, shrubs, and trees, and dominated by exotic tree species. Surveys in urban parks were performed by unlimited distance point counts of 5 minutes during the first four hours after dawn. Small parks of less than 2 ha had one point count, whereas larger parks had two or three-point counts separated by 200 m. Surveys were carried out during one visit between October and November 2018 on days without rain or strong winds by LML.

Migrant species of rural areas were obtained through species lists available in eBird (ebird.org). Only terrestrial ecosystems, such as forests, grasslands, or semi-open areas, were considered, whereas

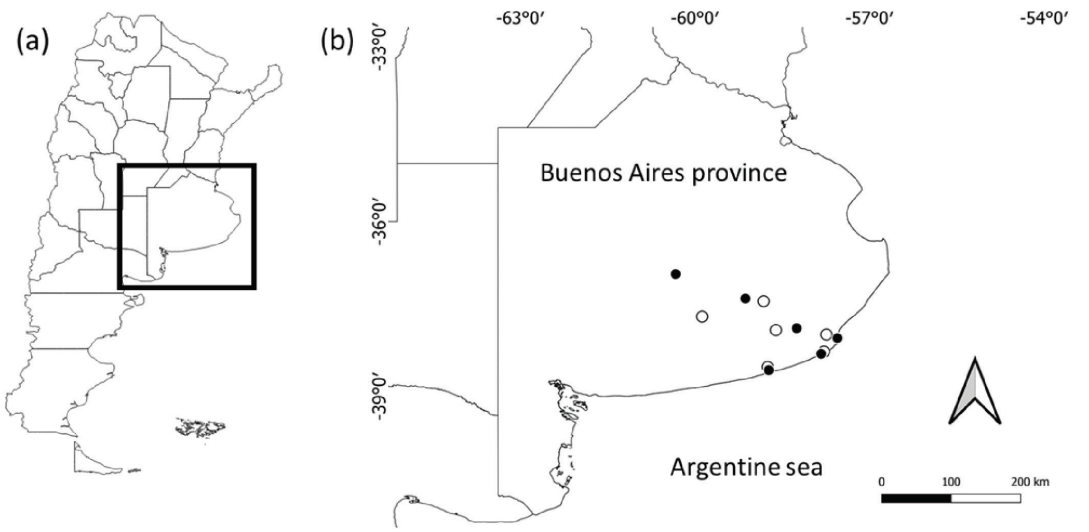


Figure 1. Location of the Buenos Aires province in Argentina (a), and location of the cities (black dots) and rural sites (white dots) in the Buenos Aires Province.

species associated with aquatic ecosystems were discarded. A total of six species lists with presence/absence data were obtained from at least 1 km of each city border, and a maximum distance of 87 km. Most of the lists were located in rural areas composed of crops, cattle grazing, and scattered tree plantations, whereas one list was found in an exurban area with low house densities (6-25 homes/ km^2, Hansen et al. 2005). When possible, species lists made during October and November 2018 were used. However, due to the scarcity of data, lists made during October-December of 2015, 2017, and 2019 were also used. From available lists on eBird, only those with the highest species richness were used. Sampling effort in each list ranged from 1 to 3 hours, with birds being recorded during the first four hours after dawn or during the last four hours before sunset in a traveling mode (Supplementary material, Table S2).

Statistical analysis

The total species richness for urban parks and rural areas was calculated. Due to differences in sampling effort between urban parks and rural areas, the sample coverage of each habitat was calculated using the online software iNEXT (chao.shinyapps.io/iNEXTOnline/). Sample coverage varies between 0 and 1, and it is the proportion of the total number of individuals that belong to the species detected in the sample. Incidence-based curves were calculated using the presence of species in each of the six cities and rural sites through 999 iterations. Then, the sample coverage of each habitat with their 95% confidence intervals (CI) was obtained.

Differences in species composition between habitats were analyzed using a matrix of species presence/absence in cities and rural sites. A presence-based dissimilarity was calculated between sites using the Bray-Curtis index, which varies between 0 (all species shared) and 1 (total dissimilarity). Then, significant differences in species composition between habitats were analyzed with the adonis test in vegan package of R (Oksanen et al. 2017, R Core Team 2017). In addition, a non-metric multidimensional scaling was performed to ordinate the sites and species, using the function metaMDS in vegan (Oksanen et al. 2017). Finally, to calculate the contribution of species turnover and nestedness to the total dissimilarity between sites, the Sørensen index was partitioned using the function beta.multi of the betapart package (Baselga et al. 2018). The Sørensen index of dissimilarity also varies between 0 and 1.

RESULTS

A total of 15 migrant bird species were recorded in urban and rural areas, of which the Fork-tailed Flycatcher (*Tyrannus savana*) and the Barn Swallow (*Hirundo rustica*) were the most common species (Table 1). The Barn Swallow and the Cliff Swallow (*Petrochelidon pyrrhonota*) were Neartic migrants that breed in North America and winter in central Argentina, although some populations of these species also breed in central Argentina (Martinez 1983, Idoeta et al. 2011, Salvador et al. 2016). The rest of species were South American Temperate-Tropical migrants (Joseph 1997).

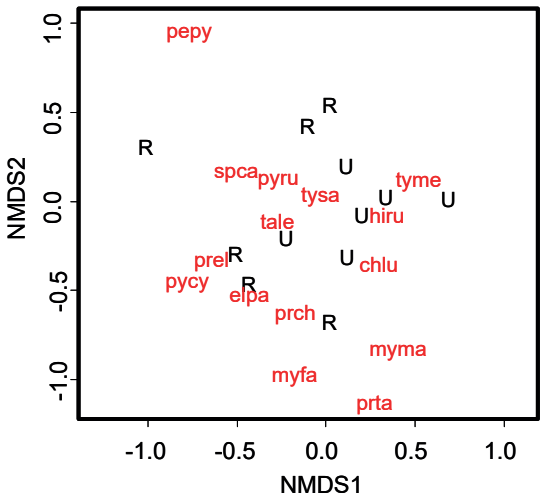


Figure 2. Non-metric multidimensional scaling (Stress = 0.08) showing the ordination of urban (U) and rural (R) sites and species in Buenos Aires province, Argentina. Species names: chlu: Glittering-bellied Emerald (*Chlorostilbon lucidus*), elpa: Small-billed Elaenia (*Elaenia parvirostris*), hiru: Barn Swallow (*Hirundo rustica*), myfa: Bran-colored Flycatcher (*Myiophobus fasciatus*), myma: Northern Streaked Flycatcher (*Myiodinastes maculatus*), pepy: Cliff Swallow (*Petrochelidon pyrrhonota*), prch: Grey-Breasted Martin (*Progne chalybea*), prel: Southern Martin (*Progne elegans*), prta: Brown-chested Martin (*Progne tapera*), pycy: Blue-and-white Swallow (*Pygochelidon cyanoleuca*), pyru: Vermillion Flycatcher (*Pyrocephalus rubinus*), tale: White-rumped Swallow (*Tachycineta leucorrhoa*), tyme: Tropical Kingbird (*Tyrannus melancholicus*), spca: Double-collared Seedeater (*Sporophila caerulescens*).

Migrant species richness was higher in rural than in urban parks (15 versus 10 species, Table 1). Sample coverage was slightly higher in rural (0.92, CI=0.84-1.00) than in urban parks (0.89, CI = 0.80, 0.97). On the other hand, species composition changed between habitats (Table 2), and the partition of the Sørensen dissimilarity index showed that the component of turnover was higher than the component of nestedness (0.59 versus 0.16). The occurrence of the Glittering-bellied Emerald (*Chlorostilbon lucidus*), the Tropical Kingbird (*Tyrannus melancholicus*) was associated to urban parks (Fig. 2), whereas the occurrence of the Vermillion Flycatcher (*Pyrocephalus rubinus*) and the Double-collared Seedeater (*Sporophila caerulescens*) was associated to rural areas.

DISCUSSION

The results obtained showed that, at the regional scale the species richness of migrant birds was lower in urban parks than in rural areas. In addition, the species composition changed between habitats, showing a dominant pattern of species turnover between urban and rural habitats.

The lower migrant species richness in urban parks than in rural areas obtained in this study agree with several studies conducted in the Northern Hemisphere (Butler 2003, Hennings and Edge 2003, Stratford and Robinson 2005, Mason et al. 2007, Loss et al. 2009, Minor and Urban 2010, MacGregor-Fors et al. 2010, Jokimäki and Kaisanlahti-Jokimäki 2012). Several factors such as different vegetation structure and the scarcity of food resources may influence the lower species richness of migrant birds in urban areas (Stratford and Robinson 2005, Teglhøj 2017). In addition, the urban heat island phenomenon may induce and advance green vegetation growth and insect abundance along the year (Leveau 2018), causing a mismatch of resources availability and migrant arrivals to urban areas (Tryjanowski et al. 2013). This mismatch between resources availability and migrant arrivals could affect them negatively.

The composition of migrant species differed between urban parks and rural areas. Urban parks had more occurrences of the Glittering-bellied Emerald, the Tropical Kingbird. The Glittering-bellied Emerald could be favored in urban areas due to the diversity of flowering plants and its plasticity to nest in trees and man-made structures (Povedano and Maugeri 2020). On the other hand, the Tropical Kingbird usually hunt on aerial insects from the canopy, and its plasticity for foraging and use of nesting trees probably allows them to inhabit urban parks (Martins-Oliveira et al. 2012, Daros et al. 2018). Moreover, the higher tree cover in urban areas than in rural areas (Leveau 2013) provide to the Tropical Kingbird of places for foraging and nesting. Some species, such as the Vermillion Flycatcher and the Double-collared Seedeater were more common in rural areas. The Vermillion Flycatcher is an aerial forager of insects, which have a more specialized nesting behavior than the Tropical Kingbird. Unlike the Tropical Kingbird, the Vermillion Flycatcher uses lichen and moss to construct their nest (Narosky and Salvador 1998), and these materials could be in low availability in urban areas due to they are associated to old trees. The Vermillion Flycatchers nest at a lower height than more urban Fork-tailed Flycatcher (Mezquida 2002, Rebollo et al. 2020), and this could be related to more nest predation in the Vermillion Flycatcher. In addition, the Vermillion Flycatcher hunts aerial insects near the ground over natural herbaceous vegetation (Fitzpatrick 1980). This type of vegetation is scarce in urban parks due to vegetation is heavily managed and dominated by exotic lawn. Lawn has a lower insect abundance than unmanaged vegetation (Unterweger et al. 2017), and this could affect negatively the occurrence of the Vermillion Flycatcher in urban parks.

Tabla 1. List of species observed in urban parks and rural sites of Buenos Aires province, Argentina. Numbers are total species occurrences in cities (N =6) and rural sites (N = 6). NETT: Nearctic-Neotropical Temperate-Tropical migrant; SATT: South American Tropical-Temperate migrants (Joseph 1997).

Common name	Scientific name	Migrant type	Urban	Rural
Glittering-bellied Emerald	*Chlorostilbon lucidus*	SATT	5	3
Small-billed Elaenia	*Elaenia parvirostris*	SATT	1	1
Bran-colored Flycatcher	*Myiophobus fasciatus*	SATT	0	2
Vermillion Flycatcher	*Pyrocephalus rubinus*	SATT	1	4
Tropical Kingbird	*Tyrannus melancholicus*	SATT	6	3
Fork-tailed Flycatcher	*Tyrannus savana*	SATT	5	6
Northern Streaked Flycatcher	*Myiodinastes maculatus*	SATT	1	1
Blue-and-white Swallow	*Pygochelidon cyanoleuca*	SATT	0	1
Brown-chested Martin	*Progne tapera*	SATT	0	1
Southern Martin	*Progne elegans*	SATT	1	4
Grey-Breasted Martin	*Progne chalybea*	SATT	2	3
Barn Swallow	*Hirundo rustica*	NETT	6	5
Cliff Swallow	*Petrochelidon pyrrhonota*	NETT	0	2
White-rumped Swallow	*Tachycineta leucorrhoa*	SATT	4	3
Double-collared Seedeater	*Sporophila caerulescens*	SATT	0	3

The Double-collared Seedeater is a granivorous species that nest at low height and place its nest in herbaceous vegetation (de la Peña 2019). As said previously, this type of vegetation is scarce in urban parks. On the other hand, due to the Double-collared Seedeater is a ground nesting species, could be negatively affected by nest predation in urban parks (Jokimäki and Huhta 2000).

Vacant lands are a type of urban habitat that contains non-managed herbaceous vegetation, which could help the conservation of the Vermilion Flycatcher and the Double-collared Seedeater in cities. For example, Villaseñor et al. (2020) found that vacant lands in Santiago de Chile harbored several grassland birds, such as the Grassland-yellow Finch (*Sicalis luteola*) and the Correndera Pipit (*Anthus correndera*), which were absent or scarce in urban parks.

Differences in methodology of bird surveys between urban parks and rural sites could influence the results obtained. For example, the point count may detect less migrant species than the transect survey (travelling method) of eBrid counts (DeGraaf et al. 1991). However, a recent study found that the survey-method did not affect the detection of migrant species (Leveau 2021). On the other hand, eBird counts proved to be successful detecting most of the regular summer migrants in the study area (Narosky and Di Giacomo 1993, López-Lanús 2020). Of a total of 18 species of summer migrants recorded in southern Buenos Aires province, only the Swainson´s Hawk (*Buteo swainsoni*), the Dark-billed Cuckoo (*Coccyzus melacoryphus*) and the Sand Martin (*Riparia riparia*), which are scarce summer visitors in the study area, were not detected in the eBird lists used in this study.

Table 2. Results of the Adonis test showing differences in migrant species composition between urban parks and rural sites in Buenos Aires province, Argentina. Df: degrees of freedom.

	Df	F	R^2	P
Habitat	1	3.478	0.258	0.013
Residuals	10		0.742	
Total	11		1.000	

Due to differences in methodology and sampling effort between habitats, more research is needed to analyze the effects of urbanization on migrant bird assemblages in central Argentina. The continuing support to citizen science projects such as eBird may promote increasing data availability for both urban and rural areas, thus favoring new research projects about migrant assemblages and urbanization.

ACKNOWLEDGEMENTS

I acknowledge birdwatchers that included their bird lists in eBird and were used in this study. The com-

ments made by Nélida Villaseñor, Sergio Lambertucci and two anonymous reviewers greatly improved a previous version of the manuscript. This study was funded by the Agencia Nacional de Promoción de la Investigación, el Desarrollo Tecnológico y la Innovación, PICT 2015-0978.

LITERATURE CITED

AMAYA-ESPINEL JD AND HOSTETLER ME (2019) The value of small forest fragments and urban tree canopy for Neotropical migrant birds during winter and migration seasons in Latin American countries: A systematic review. *Landscape and Urban Planning* 190:103592

ARCHER JMJ, HOSTETLER ME, ACOMB G AND BLAIR R (2019) A systematic review of forest bird occurrence in North American forest fragments and the built environment. *Landscape and Urban Planning* 185:1-23

BASELGA A (2010) Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography* 19:134-143

BASELGA A, ORME D, VILLEGER S, DE BORTOLI J AND LEPRIEUR F (2018) Package 'betapart'. Partitioning beta diversity into turnover and nestedness components, version, 1(0).

BUTLER JR (2003) The spatial impact of an urban area on breeding birds. *Journal of the Tennessee Academy of Science* 78:124-141

DE CAMARGO BARBOSA KV, RODEWALD AD, RIBEIRO MC AND JAHN AE (2020) Noise level and water distance drive resident and migratory bird species richness within a Neotropical megacity. *Landscape and Urban Planning* 197:103769

CHESSER RT (1994) Migration in South America: an overview of the austral system. *Bird Conservation International* 4:91-107

CONOLE LE AND KIRKPATRICK JB (2011) Functional and spatial differentiation of urban bird assemblages at the landscape scale. *Landscape and Urban Planning* 100:11-23

CROCI S, BUTET A AND CLERGEAU P (2008) Does urbanization filter birds on the basis of their biological traits. *The Condor* 110:223-240

DAROS H, DUTRA WB AND DUCA C (2018) Breeding biology of *Tyrannus melancholicus* (Aves: Tyrannidae) in a restinga reserve of southeastern Brazil. *Zoologia (Curitiba)* 35:e24569

DE LA PEÑA MR (2019) *Nidos, huevos, pichones y reproducción de las aves argentinas*. Comunicaciones del Museo Provincial de Ciencias Naturales Florentino Ameghino. Vol 2 N° 2. Passeriformes

DEGRAAF RM, GEIS AD AND HEALY PA (1991) Bird population and habitat surveys in urban areas. *Landscape and Urban Planning* 21:181-188

FITZPATRICK JW (1980) Foraging behavior of Neotropical tyrant flycatchers. *The Condor* 82:43-57

HANSEN AJ, KNIGHT RL, MARZLUFF JM, POWELL S, BROWN K, GUDE PH AND JONES K (2005) Effects of exurban development on biodiversity: patterns, mechanisms, and research needs. *Ecological Applications* 15:1893-1905

HENNINGS LA AND EDGE WD (2003) Riparian bird community structure in Portland, Oregon: habitat, urbanization, and spatial scale patterns. *The Condor* 105:288-302

IDOETA FM, RODA MA AND ROESLER CI (2011) La Golondrina Tijerita *Hirundo rustica* sigue expandiendo su área de nidificación en Argentina. *Cotinga* 33:58-60

JAHN AE, SEAVY NE, BEJARANO V, GUZMÁN MB, PROVINCIATO ICC, PIZO MA AND MACPHERSON, M (2016) Intra-tropical migration and wintering areas of Fork-tailed Flycatchers (*Tyrannus savana*) breeding in São Paulo, Brazil. *Revista Brasileira de Ornitologia* 24:116-121

JOKIMÄKI J AND HUHTA E (2000) Artificial nest predation and abundance of birds along an urban gradient. *The Condor* 102:838-847

JOKIMÄKI J AND KAISANLAHTI-JOKIMÄKI ML (2012) Residential areas support overwintering possibilities of most bird species. *Annales Zoologici Fennici* 49:240-256

JOSEPH L (1997) Towards a broader view of Neotropical migrants: consequences of a re-examination of austral migration. *Ornitologia Neotropical* 8:31-36

KARK S, IWANIUK A, SCHALIMTZEK A, AND BANKER E (2007) Living in the city: can anyone become an 'urban exploiter'? *Journal of Biogeography* 34: 638-651

LA SORTE FA, ARONSON MF, LEPCZYK CA AND HORTON KG (2020) Area is the primary correlate of annual and seasonal patterns of avian species richness in urban green spaces. *Landscape and Urban Planning* 203:103892

LEVEAU LM (2013) Bird traits in urban–rural gradients: how many functional groups are there? *Journal of Ornithology* 154:655-662

LEVEAU LM (2018) Urbanization, environmental stabilization and temporal persistence of bird species: a view from Latin America. *PeerJ* 6:e6056

LEVEAU LM (2021) Big cities with small green areas hold a lower proportion of migrant birds: a global analysis. *Urban Forestry & Urban Greening* 57:126953

LÓPEZ-LANÚS B (2020) *Guía Audiornis de las Aves de Argentina, fotos y sonidos; identificación por características contrapuestas y marcas sobre imágenes.* Buenos Aires, Argentina: Copyright Audiornis Producciones.

LOSS SR, RUIZ MO AND BRAWN JD (2009) Relationships between avian diversity, neighborhood age, income,

and environmental characteristics of an urban landscape. *Biological Conservation* 142:2578-2585

MacGregor-Fors I, Morales-Pérez L and Schondube JE (2010) Migrating to the city: responses of neotropical migrant bird communities to urbanization. *The Condor* 112:711-717

Martínez MM (1983) Nidificación de *Hirundo rustica erythrogaster* (Boddaert) en la Argentina (Aves, Hirundinidae). *Neotropica* 29:83-86

Martins-Oliveira L, Leal-Marques R, Nunes CH, Franchin AG and Júnior OM (2012) Forrageamento de *Pitangus sulphuratus* e de *Tyrannus melancholicus* (Aves: Tyrannidae) em hábitats urbanos. *Bioscience Journal* 28:1038-1050

Mason J, Moorman C, Hess G and Sinclair K (2007) Designing suburban greenways to provide habitat for forest-breeding birds. *Landscape and Urban Planning* 80:153-164

Mezquida ET (2002) Nidificación de ocho especies de Tyrannidae en la Reserva de Ñacuñán, Mendoza, Argentina. *El Hornero* 17:31–40

Minor E and Urban D (2010) Forest bird communities across a gradient of urban development. *Urban Ecosystems* 13:51-71

Narosky T and Di Giacomo A (1993) *Las aves de la provincia de Buenos Aires: distribución y estatus*. Asociación Ornitológica del Plata, Vazquez Mazzini Editores, L.O.L.A., Buenos Aires

Narosky T and Salvador S (1998) *Nidificación de las aves argentinas: Tyrannidae*. Asociación Ornitológica del Plata, Buenos Aires

Oksanen J, Kindt R, Legendre P, O'Hara B and Stevens MHH (2017) The Vegan Package. Community Ecology Package. URL http://cran.r-project.org. http://vegan.r-forge.r-project.org/

Park CR and Lee ws (2000) Relationship between species composition and area in breeding birds of urban woods in Seoul, Korea. *Landscape and Urban Planning* 51:29-36

Parsons H, French K and Major RE (2003) The influence of remnant bushland on the composition of suburban bird assemblages in Australia. *Landscape and Urban Planning* 66:43-56

Povedano H y Maugeri G (2020) *Picaflores en Argentina y Sudamérica: historia natural y biodiversidad*. Hernan Povedano, La Plata.

R core Team (2017) R: a Language and Environment for Statistical Computing (version 3.4.0). R Foundation for Statistical Computing, Vienna. Austria

Rebollo ME, Jahn AE, Cereghetti J, Fernandez SAP and Sarasola JH (2020) Nest-site selection and breeding success of two neotropical austral migrant birds in a semiarid forest: a comparison of sites with and without livestock. *Journal of Arid Environments* 177:104121

Rodewald AD (2009) Urban-associated habitat alteration promotes brood parasitism of Acadian Flycatchers. *Journal of Field Ornithology* 80:234-241

Rodewald PG and Brittingham MC (2007) Stopover habitat use by spring migrant landbirds: the roles of habitat structure, leaf development, and food availability. *The Auk* 124:1063-1074

Salvador SA, Salvador LA, Gandoy FA and Areta JI (2016) La Golondrina Rabadilla Canela (*Petrochelidon pyrrhonota*) cría en Sudamérica. *Ornitología Neotropical* 27:163-168

Stiles FG (2004) Austral migration in Colombia: the state of knowledge, and suggestions for action. *Ornitología Neotropical* 15(Suppl):349-355

Stratford JA and Robinson WD (2005) Distribution of neotropical migratory bird species across an urbanizing landscape. *Urban Ecosystems* 8:59-77

Suarez-Rubio M, Leimgruber P and Renner SC (2011). Influence of exurban development on bird species richness and diversity. *Journal of Ornithology* 152:461-471

Teglhøj PG (2017) A comparative study of insect abundance and reproductive successof Barn Swallows *Hirundo rustica* in two urban habitats. *Journal of Avian Biology* 48:846–853

Tryjanowski P, Sparks TH, Kuźniak S, Czechowski P and Jerzak L (2013) Bird migration advances more strongly in urban environments. *PLoS One* 8:e63482

Unterweger PA, Rieger C and Betz O (2017) The influence of urban lawn mowing regimes on diversity of heteroptera (Hemiptera). *Heteropteron* 48:7-21

Villaseñor NR, Chiang LA, Hernández HJ and Escobar MA (2020) Vacant lands as refuges for native birds: An opportunity for biodiversity conservation in cities. *Urban Forestry & Urban Greening* 49:126632

Villaseñor NR and Escobar MA (2022) Linking socioeconomics to biodiversity in the city: The case of a migrant keystone bird species. *Frontiers in Ecology and Evolution* 10:850065

Zhou D and Chu LM (2012) How would size, age, human disturbance, and vegetation structure affect bird communities of urban parks in different seasons? *Journal of Ornithology* 153:1101-1112

Zúñiga-Vega JJ, Solano-Zavaleta I, Sáenz-Escobar MF and Ramírez-Cruz GA (2019) Habitat traits that increase the probability of occupancy of migratory birds in an urban ecological reserve. *Acta Oecologica* 101:103480

ESPECIES DEPREDADORAS Y DESTRUCTORAS DE NIDOS ARTIFICIALES DE AVES EN LA PAZ, BOLIVIA

Andrea C. Salazar-Pammo[1] y Álvaro Garitano-Zavala[2*]

[1]Carrera de Biología, Facultad de Ciencias Puras y Naturales, Universidad Mayor de San Andrés, Calle 27 S/N campus universitario de Cota Cota, La Paz, Bolivia.
[2]Instituto de Ecología, Facultad de Ciencias Puras y Naturales, Universidad Mayor de San Andrés, Calle 27 S/N campus universitario de Cota Cota, Casilla 10077, La Paz, Bolivia.
[*]agaritanozavala@umsa.bo

Resumen.- La urbanización altera la composición de las comunidades biológicas y, por tanto, los procesos ecológicos como la depredación y destrucción de nidos de aves. La identificación de las especies depredadoras y destructoras es útil para diseñar investigaciones que busquen comprender los efectos de la urbanización sobre estos procesos ecológicos. En este estudio identificamos, utilizando cámaras web, a las especies diurnas depredadoras y destructoras de nidos artificiales de aves en sitios urbanos y periurbanos de la región metropolitana de La Paz, Bolivia. Describimos además los eventos de la depredación y destrucción de nidos según el número de huevos y nidos afectados, así como los tiempos de latencia para la aproximación y el ataque. La Ratona (*Troglodytes aedon*) fue la única especie destructora de nidos, registrada tanto en ambientes urbanos como periurbanos. Esta especie afectó los nidos extrayendo material. Registramos un evento de depredación por Matamico Andino (*Phalcoboenus megalopterus*) en un sitio periurbano y uno de Gato Doméstico (*Felis silvestris catus*) en un sitio urbano. La especie con mayor incidencia de depredación de nidos tanto en ambientes urbanos como periurbanos fue el Zorzal Chiguanco (*Turdus chiguanco*), comportamiento que no fue antes reportado para esta especie, y que además es muy poco frecuente para el género. Nuestros resultados resaltan la utilidad de implementar sistemas de filmación en los estudios de depredación y destrucción de nidos de aves.

Palabras clave**:** *Cleptoparasitismo de nidos, depredación de nidos, ecología urbana, interacciones biológicas, región Neotropical,* Troglodytes aedon, Turdus chiguanco

Abstract.- PREDATOR AND DESTRUCTIVE SPECIES OF ARTIFICIAL BIRD NESTS IN LA PAZ, BOLIVIA. Urbanization alters the composition of biological communities and, therefore, ecological processes such as predation and destruction of bird nests. It is useful to identify predator and destructive species in order to design research that aims to understand the effects of urbanization on these ecological processes. In this study, we identify, using web cameras, diurnal predator and destructive species of artificial bird nests in urban and peri-urban areas of the metropolitan region of La Paz, Bolivia. We further describe the events of predation and nest destruction according to the number of eggs and nests affected, as well as latency periods for approach and attack. The House Wren (*Troglodytes aedon*) was the only nest-destroying species, recorded in both urban and peri-urban environments. This species affected nests by extracting material. We recorded one predation event by the Andean Caracara (*Phalcoboenus megalopterus*) in a peri-urban area and one by the Domestic Cat (*Felis silvestris catus*) in an urban area. The Chiguanco Thrush (*Turdus chiguanco*) was the species with the highest incidence of nest predation in both urban and peri-urban areas a behavior that was not previously reported for this species and which is also very rare for the genus. Our results highlight the importance of implementing filming systems in studies of bird predation and nest destruction.

Keywords: *Biological interactions, Neotropical region, nest kleptoparasitism, nest predation,* Troglodytes aedon*,* Turdus chiguanco*, urban ecology.*

Recibido: 30 de junio de 2022; Aceptado: 1 de diciembre 2022

Las alteraciones humanas en las ciudades imponen filtros ambientales que modifican la composición de las comunidades biológicas (Shanahan et al. 2014). Esto a su vez afecta las interacciones ecológicas impulsando cambios en las dinámicas evolutivas urbanas (Alberti et al. 2020). Comprender estos cambios contribuiría a generar propuestas adecuadas para un desarrollo urbano más sostenible (Groffman et al. 2017).

Las ciudades pueden afectar las interacciones ecológicas de distinta manera. Por ejemplo, las comunidades de aves pueden favorecerse por la disminución de depredadores naturales dentro de las ciudades, como también perjudicarse por el incremento de depredadores exóticos (Zuñiga-Palacios et al. 2021). Aunque no ha sido estudiada en relación con la urbanización, la destrucción de nidos, que abarca desde el cleptoparasitismo de material de nidos (Nishimura 2010) hasta la eliminación de los huevos sin consumirlos, es también una interacción ecológica que incide negativamente en el éxito reproductivo de las aves (White y Kennedy 1997, Slager et al. 2012).

Se ha planteado que las tasas de depredación sobre las aves son en general menores dentro de las ciudades (Eötvös et al. 2018), pero existe bastante discrepancia en las conclusiones respecto al decremento o incremento de las tasas de depredación de sus nidos. Esta falta de consenso se ha atribuido a las características propias de cada ciudad (Jokimäki et al. 2005) o a las diferencias en las metodologías utilizadas entre los distintos estudios (Vincze et al. 2017). Sin embargo, la particular composición de especies de cada ciudad puede tener un efecto en estas conclusiones, y es un factor importante para considerar al momento de analizar las alteraciones sobre las redes tróficas urbanas (Shanahan et al. 2014). Por esta razón, una identificación de las especies depredadoras y destructoras de nidos es fundamental para diseñar futuras investigaciones sobre este tópico (Reidy y Thompson III 2012).

El objetivo del presente estudio es identificar a las especies depredadoras y destructoras de nidos de aves en jardines urbanos y sitios periurbanos de la región metropolitana de La Paz (Bolivia), y describir cuantitativamente los eventos de depredación y destrucción de nidos. Para esto, monitoreamos nidos artificiales con cámaras. Con el fin de conocer si la abundancia de las potenciales especies depredadoras y destructoras de nidos varía entre sitios urbanos y periurbanos, también estudiamos la comunidad de aves en los sitios de estudio, pues son las aves los principales depredadores diurnos (Jokimäki et al. 2005, López-Flores et al. 2009).

MÉTODOS

Área de Estudio

Para este estudio seleccionamos seis sitios en la región metropolitana de La Paz (Bolivia) tres urbanos (Calacoto, Miraflores y Sopocachi) dentro de los límites de la ciudad, y tres periurbanos (Achocalla, Chasquipampa y Cota Cota) (Fig. 1). Los sitios urbanos fueron jardines privados con vegetación multiestrato (herbáceas, arbustos y árboles) dentro de una matriz urbana con más del 50% de su superficie cubierta por edificaciones. Los sitios periurbanos fueron propiedades cercadas, con presencia de vegetación natural y/o cultivos, ubicadas en una matriz con menos del 20% de su superficie ocupada por construcciones. Para controlar el efecto de la altitud, los sitios elegidos estuvieron entre 3550 a 3680 msnm, correspondiendo a una eco-región homogénea denominada "Puna" (Beck et al. 2015). Para lograr independencia en las mediciones por sitio, éstos estuvieron separados 2 a 15 km de distancia entre sí.

Obtención de variables de depredación de huevos y destrucción de nidos

Evaluamos la depredación y destrucción de nidos entre febrero de 2012 y enero de 2013, evitando los meses de junio a agosto donde la mayoría de las aves no se reproducen. Esto generó dos periodos de muestreo que los consideramos submuestreos (febrero-mayo 2012 y septiembre 2012-enero 2013). Evaluamos secuencialmente cada sitio durante siete días en cada periodo, haciendo un esfuerzo total de 14 días por sitio. En cada sitio y para cada periodo instalamos tres nidos artificiales, cada uno con tres huevos de codorniz común (*Coturnix coturnix*), usando dos nidos abandonados de Chingolo (*Zonotrichia capensis*) y uno de Torcaza (*Zenaida auriculata*). Monitoreamos los nidos entre las 06:00 y las 18:30 utilizando cámaras web (Microsoft LifeCam HD-6000 720p HD Webcam), por tanto, nuestros registros se restringen a depredadores diurnos. Colocamos las cámaras a 30 cm de cada nido, conectadas a un orde-

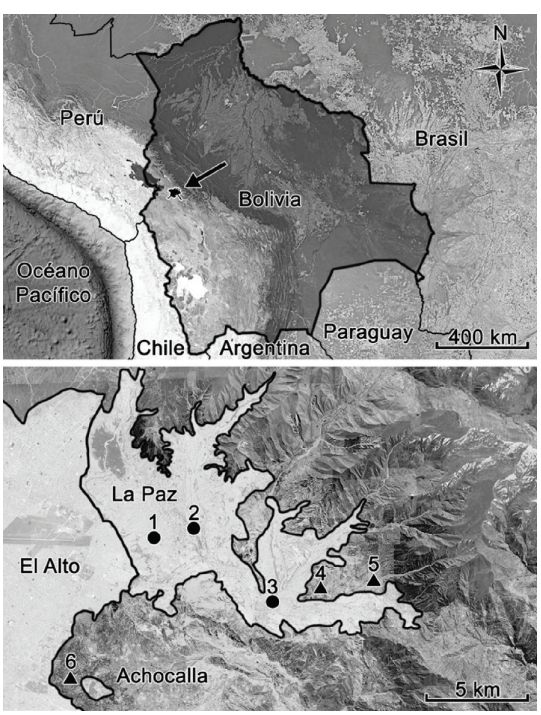


Figura 1. En el panel superior la ubicación de la región metropolitana de La Paz (flecha) en los Andes centrales de Bolivia. En el panel inferior el límite de las manchas urbanas en el año 2013 (área gris) y ubicación de los tres sitios urbanos (círculos) y de los tres periurbanos (triángulos). Códigos de sitios: 1 Sopocachi, 2 Miraflores, 3 Calacoto, 4 Cota Cota, 5 Chasquipampa, 6 Achocalla. Imágenes satelitales del 11/10/2013 obtenidas de Google Earth Pro 7.3.2, 2019.

nador a través de cable USB de 10 m, y las colocamos dentro de cajas de cartón revestidas con hojas para protegerlas y camuflarlas. Amarramos los nidos firmemente sobre ramas de arbustos o árboles a alturas entre 1.5 a 2.5 m sobre el suelo, de tal forma que sean visibles para los depredadores. Los tres nidos de cada sitio estaban separados entre sí entre 5 y 16 m. Puesto que los nidos para estas evaluaciones pueden considerarse unidades independientes sólo si están separados entre sí por al menos 200 m (Zanette 2002, Rivera-Lopez y MacGregor-Fors 2016), nuestra unidad de respuesta para cada periodo fueron los tres nidos con el total de nueve huevos, y para cada sitio sumamos los dos periodos. Con el fin de que la oferta sea constante durante los días de monitoreo, reemplazamos al día siguiente los huevos depredados o los nidos destruidos.

Obtuvimos un archivo continuo de filmación para cada día utilizando el programa Spy v. 3.8.6.0 (2011). En las filmaciones identificamos todas las especies diurnas de vertebrados que se aproximaron a los nidos y fueron filmadas. Denominamos a todas las especies que mostraron comportamientos de depredación de huevos y destrucción de nidos especies depredadoras y destructoras respectivamente. A las especies que no mostraron ninguno de estos comportamientos las denominamos visitantes. Para cada evento de depredación de huevos y destrucción de nidos medimos el tiempo de latencia que es el total en horas desde la instalación de la batería de nidos hasta la primera aproximación de un depredador efectivo (TLP) o de un destructor efectivo (TLD), y el tiempo para el ataque que es el tiempo en segundos desde que se posa al lado del nido hasta el inicio de la depredación de huevos (TAP) o destrucción del nido (TAD). Al final del tiempo de observación, obtuvimos para cada sitio el total de eventos de depredación (TEP), el total de huevos depredados (THP), el total de nidos destruidos (TND), y los respectivos valores para cada especie depredadora y destructora.

Obtención de variables de las comunidades de aves

Aplicando un punto de conteo de 50 m de diámetro medimos en cada sitio de estudio la riqueza y diversidad de la comunidad de aves residentes durante el periodo febrero a mayo de 2012. Realizamos tres réplicas de conteos en tres días consecutivos para cada sitio, registrando todos los individuos observados o escuchados durante 10 min de observación entre las 06:30 a 07:30 en días sin lluvia ni viento fuerte. Para cada sitio utilizamos el total de especies registradas en los tres conteos como riqueza (S), y el máximo número de individuos observados de cada especie en cualquiera de los tres conteos para calcular la diversidad a través del índice de Shannon $H' = -\Sigma\, p_i \ln p_i$, donde $p_i = ni/N$ (n_i es la abundancia de cada especie dividida entre el total de individuos de todas las especies por sitio o N).

Análisis estadísticos

Realizamos comparaciones no paramétricas de *U* de Mann Whitney para evaluar las diferencias estadísticas entre sitios urbanos y periurbanos de todas las variables cuantitativas de depredación de huevos y destrucción de nidos, así como de todas las variables descriptoras de la comunidad de aves. Realizamos todos los análisis estadísticos en el programa IBM SPSS Statistics v 23 (IBM Corporation 2015), considerando valores de significancia menores a 0.05.

RESULTADOS

Durante todo el periodo de filmación en todos los sitios detectamos siete especies de aves visitantes: Torcaza, Carpintero Andino (*Colaptes rupicola*), Chingolo, Yal Negro (*Rhopospina fruticeti*), Yal Peruano (*Phrygilus punensis*), Piquitodeoro Chico (*Catamenia analis*), y Payador Vientre Gris (*Diglossa carbonaria*).

Identificamos en total tres especies depredadoras de huevos. De ellas, el Matamico Andino (*Phalcoboenus megalopterus*) y el Gato Doméstico (*Felis silvestris catus*) representaron apenas el 5 y el 2.5 % respectivamente del total de huevos depredados, mientras que el Zorzal Chiguanco (*Turdus chiguanco*) fue la principal especie depredadora de huevos en sitios urbanos y periurbanos representando el 79.5 % del total de huevos depredados (Tabla 1). El restante 13% corresponde a eventos de depredación nocturna cuyo depredador o depredadores no pudieron ser identificados en las filmaciones. El Matamico Andino fue registrado una sola vez en un sitio periurbano y el Gato Doméstico en una sola ocasión en un sitio urbano. Como única especie destructora de nidos en sitios urbanos y periurbanos registramos a la Ratona (*Troglodytes aedon*), la cual actuó solamente como cleptoparásita, extrayendo y transportando material de los nidos. Las filmaciones de dos eventos de depredación por el Zorzal Chiguanco, y dos eventos de destrucción de nidos por la Ratona están disponibles en Zenodo (Garitano-Zavala y Salazar-Pammo 2022).

Los eventos de depredación y el número de huevos depredados fueron ligeramente mayores para si-

tios periurbanos pero las diferencias no fueron estadísticamente significativas (Tabla 2). También fueron más frecuentes los eventos de destrucción de nidos en los sitios periurbanos por parte de la Ratona, pero la diferencia no fue estadísticamente significativa (Tabla 2).

En sitios urbanos el Zorzal Chiguanco tardó más tiempo en aproximarse a los nidos (mayor latencia), pero a la vez atacaron los huevos más rápido (Tabla 2). La Ratona en sitios urbanos tuvo menores tiempos de latencia y ataque después del arribo, pero estas diferencias no fueron significativas entre sitios urbanos y periurbanos (Tabla 2).

Las comunidades de aves fueron significativamente más ricas y diversas en los sitios periurbanos, pero la abundancia (n_i) y la proporción de abundancia (p_i) del Zorzal Chiguanco y la Ratona no difirieron significativamente entre sitios urbanos y periurbanos (Tabla 3).

DISCUSIÓN

Los resultados muestran la importancia del Zorzal Chiguanco como un depredador de huevos en sitios urbanos y periurbanos, lo cual no ha sido reportado previamente. En general, los miembros de la familia Turdidae son insectívoros y frugívoros, pero son muy flexibles y oportunistas en su dieta (Collar 2005, Clement y Hathway 2000). Muchas especies de túrdidos incorporan pequeños vertebrados en su dieta, pero sólo se ha reportado consumo especializado

Tabla 1. Número total de huevos depredados por cada especie de depredador y número total de eventos de destrucción de nidos por la Ratona en cada sitio de estudio de la región metropolitana de La Paz (de un total de seis nidos y 18 huevos por sitio). ZC (Zorzal Chiguanco), MA (Matamico Andino), GD (Gato Doméstico), DN (depredación nocturna no filmada).

		Depredación de huevos					Destrucción
		ZC	**MA**	**GD**	**DN**	**Total**	**de nidos**
Sitios Urbanos	Calacoto	5	0	0	0	5	5
	Miraflores	5	0	2	0	7	0
	Sopocachi	5	0	0	0	5	0
	Total	**15**	**0**	**2**	**0**	**17**	**5**
Sitios Periurbanos	Achocalla	10	0	0	5	15	0
	Chasquipampa	6	1	0	0	7	2
	Cota Cota	0	0	0	0	0	5
	Total	**16**	**1**	**0**	**5**	22	7

Tabla 2. Promedios, desviaciones estándar (DE), rango de valores y medianas para las variables cuantitativas de depredación y destrucción de nidos registrados en la región metropolitana de La Paz. Total de eventos de depredación (TEP), eventos de depredación por Zorzal Chiguanco (EP-zc), total de huevos depredados (THP), huevos depredados por Zorzal Chiguanco (HP-zc), total de nidos destruidos (TND) atribuible sólo a la Ratona, tiempo en horas de latencia del Zorzal Chiguanco (TLP-zc), tiempo en segundos para el ataque de Zorzal Chiguanco (TAP-zc), tiempo en horas de latencia de la Ratona (TLD-r), tiempo en segundos para el ataque de la Ratona (TAD-r). *n* es el tamaño de muestra (para los eventos de depredación, destrucción de nidos y huevos depredados es el número de sitios urbanos y periurbanos; para los tiempos de latencia y ataque es el número de eventos filmados). *Z* es el estadístico de la prueba no paramétrica *U* de Mann Whitney con su respectivo valor de significancia (P-valor).

	Urbano			Periurbano			*Z* (*P*-valor)
	n	**Media ± DE (Rango)**	**Mediana**	***n***	**Media ± DE (Rango)**	**Mediana**	
TEP	3	3,33 ± 1,15 (2 - 4)	4,0	3	4,00 ± 3,46 (0 - 6)	6,0	-0,67 (0,500)
EP-zc	3	3,00 ± 1,00 (2 - 4)	3,0	3	3,00 ± 2,65 (0 - 5)	4,0	-0,44 (0,658)
THP	3	5,67 ± 1,15 (5 - 7)	5,0	3	7,33 ± 7,51 (0 - 15)	7,0	-0,45 (0,653)
HP-zc	3	5,00 ± 0,00 (5 - 5)	5,0	3	5,33 ± 5,03 (0 - 10)	6,0	-0,70 (0,487)
TND	3	1,67 ± 2,89 (0 - 5)	0,0	3	2,33 ± 2,51 (0 - 5)	2,0	-0,47 (0,637)
TLP-zc (h)	9	96,67 ± 45,31 (33 - 167)	90,0	9	88,44 ± 41,71 (22 - 156)	77,0	-0,31 (0,757)
TAP-zc (s)	9	12,00 ± 5,61 (6 - 23)	13,0	9	14,00 ± 7,09 (8 - 30)	12,0	-0,54 (0,593)
TLD-r (h)	5	30,60 ± 23,95 (10 - 70)	28,0	7	46,71 ± 18,84 (20 - 78)	45,0	-1,55 (0,122)
TAD-r (s)	5	12,00 ± 4,53 (5 - 16)	14,0	4	15,50 ± 1,92 (14 - 18)	15,0	-1,13 (0,260)

Tabla 3. Promedios, desviación estándar (DE), rango de valores y medianas de los descriptores de las comunidades de aves en sitios urbanos y periurbanos de la región metropolitana de La Paz. Riqueza (S), índice de diversidad de Shannon (H'), abundancia de Zorzal Chiguanco (n_i-zc), abundancia de Ratona (n_i-r), proporción de abundancia de Zorzal Chiguanco (p_i-zc) y proporción de abundancia de Ratona (p_i-r). n es el tamaño de muestra (número de sitios urbanos y periurbanos) y *Z* es el estadístico de la prueba no paramétrica *U* de Mann Whitney con su respectivo valor de significancia (*P*-valor).

	Urbano			Periurbano			*Z* (*P*-valor)
	n	**Media ± DE (Rango)**	**Mediana**	***n***	**Media ± DE (Rango)**	**Mediana**	
S	3	16,33 ± 2,08 (14 - 18)	17,0	3	24,67 ± 1,53 (23 - 26)	25,0	-1,96 (0,050)
H'	3	2,40 ± 0,12 (2.27 – 2.48)	2,46	3	2,90 ± 0,09 (2.80 – 2.97)	2,92	-1,96 (0,050)
n_i-zc	3	4,00 ± 0,00 (4 - 4)	4,0	3	5,33 ± 2,52 (3 - 8)	5,0	-0,70 (0,487)
n_i-r	3	2,67 ± 1,53 (1 - 4)	3,0	3	4,33 ± 3,21 (2 - 8)	3,0	-0,44 (0,658)
p_i-zc	3	0,08 ± 0,02 (0.07 – 0.10)	0,08	3	0,08 ± 0,01 (0.07 – 0.09)	0,07	-0,22 (0,827)
p_i-r	3	0,05 ± 0,02 (0.03 – 0.07)	0,06	3	0,06 ± 0,03 (0.04 – 0.09)	0,05	-0,22 (0,827)

de huevos de aves marinas por el Zorzal de Tristán Da Cunha (*Turdus eremita*) (Collar 2005). No es posible deducir si el Zorzal Chiguanco se ha convertido en depredador de huevos como efecto de las novedades introducidas por la urbanización, como se ha reportado para otras especies como por ejemplo el Zorzal Sabiá (*T. leucomelas*) (Costa et al. 2021), o si es un comportamiento de forrajeo previo a la urbanización. Las poblaciones urbanas del Zorzal Chiguanco en La Paz demostraron tener un comportamiento mucho más atrevido e innovador que sus contrapartes periurbanas, haciéndoles proclives a la exploración de nuevas oportunidades y solución de problemas (Garitano-Zavala et al. 2022). Es posible que, ante la ausencia de otros depredadores de nidos en una comunidad de aves altamente simplificada en la región metropolitana de La Paz (Garitano-Zavala y Gismondi 2003, Villegas y Garitano-Zavala 2010, Leveau et al. 2017), el Zorzal Chiguanco se alimente de huevos en remplazo de depredadores especializados (Stracey 2011). La baja tasa de depredación nocturna reflejaría una baja depredación por mamíferos (Menezes y Marini 2017) lo que también apoya el argumento de que el Zorzal Chiguanco esté ocupando el nicho ecológico de otras especies faltantes.

Este es el primer reporte de depredación de huevos en nidos por el Matamico Andino, una especie principalmente carroñera. Este evento apoya la idea de que esta es una especie oportunista en la dieta (Donadio et al. 2007), lo que también se ha sugerido para dos equivalentes ecológicos, el Carancho (*Caracara plancus*) y el Chimango (*Milvago chimango*) (Liljesthröm et al. 2014, Salvador 2016). El Gato Doméstico ha sido ampliamente reportado como un depredador de aves adultas, polluelos y volantones en ambientes urbanos y periurbanos, así como por ocasionar el abandono de las nidadas (Beckerman et al. 2007, Luna et al. 2021, Mella-Méndez et al. 2022). Sin embargo, la depredación de huevos ha sido menos documentada (Stracey 2011, Patterson et al. 2016, Menezes y Marini 2017). Nuestra evidencia directa de depredación de huevos por Gato Doméstico se ha restringido al ambiente urbano, y si bien la baja proporción sugiere que este puede ser un fenómeno ocasional, o incluso accidental con relación a la curiosidad (Haskell et al. 2001), futuros estudios en la comunidad de depredadores diurnos y nocturnos de nidos naturales permitirían mejorar nuestra comprensión del impacto real de esta especie.

El comportamiento de cleptoparasitismo de material de nidos asociado a la destrucción y remoción de los huevos se ha reportado previamente para la Ratona, así como también para otras especies de la familia Troglodytidae (Picman y Picman 1980, Belles-Isles y Picman 1986, White y Kennedy 1997). A diferencia de estos reportes nosotros no hemos observado la destrucción dirigida hacia los huevos, esto posiblemente se debió a que nuestros nidos artificiales no estaban emplazados en cavidades que son los sitios que las Ratonas buscarían para anidar eliminando los huevos de la competencia (White y Kennedy 1997). Aunque el cleptoparasitismo de material de nidos se ha reportado en muchas especies de aves (Wynia y Bednarz 2021), los reportes son particularmente escasos en la región Neotropical (Slager et al. 2012). Es importante evaluar en el futuro el impacto del cleptoparasitismo sobre el éxito reproductivo de las aves de la región metropolitana de La Paz.

La diversidad de especies visitantes registradas nos indica que nuestros nidos artificiales estuvieron suficientemente visibles como para que los potenciales depredadores y destructores de nidos de las comunidades locales pudiesen detectarlos y, por lo

tanto, asumimos que contamos con una buena aproximación de la composición de especies depredadoras y destructoras diurnas. Aunque se ha sugerido que el uso de nidos artificiales puede no reflejar los patrones de depredación sobre nidos naturales (Vincze et al. 2017), nuestras filmaciones nos permiten conocer de forma precisa las causas de la pérdida de los huevos y nidos.

Nuestros resultados además sugieren que la ausencia de diferencias en las variables de depredación y destrucción de nidos entre sitios urbanos y periurbanos podría responder a que la abundancia de las principales especies depredadoras y destructoras tampoco variaron entre ambos. De todas formas, estos resultados deben tomarse con cautela, pues la muestra ha sido pequeña. Por otro lado, resaltan la importancia de filmar los fenómenos de depredación de huevos, destrucción de nidos y cleptoparasitismo de material de nidos (Reidy y Thompson III 2012, Wynia y Bednarz 2021).

Los estudios ecológicos de las respuestas de las comunidades de aves a la urbanización en el hemisferio sur son muy escasos (Marzluff 2016, Blumstein 2019), y aún son menos los estudios sobres patrones de depredación y destrucción de nidos en la región Neotropical (López-Flores et al. 2009, Rivera-López y McGregor-Fors 2016, Menezes y Marini 2017). Las ciudades latinoamericanas presentan particularidades en biodiversidad local, historia y crecimiento urbano, lo que representa un desafío para comprender los impactos de la urbanización sobre los procesos ecológicos (Marzluff 2016, Lepczyk et al. 2017, Zuñiga-Palacios et al. 2021). En este sentido, este estudio contribuye al conocimiento de las especies que afectan el éxito reproductivo de las aves en ambientes urbanos y periurbanos, y alentamos a que nuevos estudios sigan aportando al conocimiento de estos procesos ecológicos en ciudades del Neotrópico.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a tres revisores anónimos que nos ayudaron a mejorar substancialmente el manuscrito inicial. Agradecemos también a todas las personas que nos permitieron instalar las baterías de nidos y las cámaras web en sus propiedades en sitios urbanos y periurbanos: Verónica Zegarra, Susana Revollo, Ana María Olmos y el Sr. C. Iturri. Un agradecimiento especial a Noelia Bustamante por el apoyo en las prospecciones de campo.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

ALBERTI M, PALKOVACS EP, DES ROCHES S, DE MEESTER L, BRANS KI, GOVAERT L, GRIMM NB, HARRIS NC, HENDRY AP, SCHELL CJ, SZULKIN M, MUNSHI-SOUTH J, URBAN MC Y VERRELLI BC (2020) The complexity of urban eco-evolutionary dynamics. *BioScience* 70:772-793

BECK SG, GARCÍA E, THOMPSON BALDIVIEZO LN, MENESES RI, ZENTENO F, LÓPEZ RP Y FUENTES A (2015) Paisajes, eco-regiones y vegetación. Pp. 113-154 en: MOYA MI, MENESES RI Y SARMIENTO J (eds) *Historia Natural de un valle en los Andes: La Paz*, Museo Nacional de Historia Natural/Instituto de Ecología, La Paz

BECKERMAN AP, BOOTS M Y GASTON KJ (2007) Urban bird declines and the fear of cats. *Animal Conservation* 10:320-325

BELLE-ISLES J-C Y PICMAN J (1986) House Wren nest-destroying behavior. *The Condor* 88:190-193

BLUMSTEIN DT (2019) What chasing birds can teach us about predation risk effects: past insights and future directions. *Journal of Ornithology* 160:587–592

CLEMENT P Y HATHWAY R (2000) *Thrushes*. Christopher Helm, London

COLLAR NJ (2005) Family Turdidae (Thrushes). Pp: 514-807 en: DEL HOYO J, ELLIOTT A Y CHRISTIE DA (eds) *Handbook of the Birds of the World. Cuckoo-shrikes to Thrushes*, Lynx Edicions, Barcelona

COSTA ER, FERNANDES LS, MEDEIROS AS, COHN-HAFT M Y GORDO M (2021) Nest predation by Channel-billed Toucans (*Ramphastos vitellinus*) on Pale-breasted Thrushes (*Turdus leucomelas*) in a central Amazonian urban forest fragment. *Ornithology Research* 29:223–226

DONADIO E, BOLGERI MJ Y WURSTTEN A (2007) Fist quantitative data on the diet of the Mountain Caracara (*Phalcoboenus megalopterus*). *Journal of Raptor Research* 41:328-330

EÖTVÖS CB, MAGURA T Y LÖVEI GL (2018) A meta-analysis indicates reduced predation pressure with increasing urbanization. *Landscape and Urban Planning* 180:54-59

GARITANO-ZAVALA Á, CALBIMONTE R Y ESTEVE-HERRAIZ G (2022) The behavioral responses of the Chiguanco Thrush to urbanization in a Neotropical city comes from preadapted behavioral traits. *Frontiers in Ecology and Evolution* 10:830902

GARITANO-ZAVALA Á Y GISMONDI P (2003) Variación de la riqueza y diversidad de la ornitofauna en áreas verdes urbanas de la ciudad de La Paz y El Alto (Bolivia). *Ecología en Bolivia* 38:65-78

GARITANO-ZAVALA Á Y SALAZAR-PAMMO A (2022). Predator and destructor species of artificial bird nests in La

Paz, Bolivia. *Zenodo* https://doi.org/10.5281/zenodo.7416353

Groffman PM, Cadenasso ML, Cavender-Bares J, Childers DL, Grimm NB, Grove JM, Hobbie SE, Hutyra LR, Jenerette GD, McPhearson T, Pataki DE, Pickett STA, Pouyat RV, Rosi-Marshall E y Ruddell BL (2017) Moving towards a new urban systems science. *Ecosystems* 20:38-43

Haskell DG, Knupp AM y Schneider MC (2001) Nest predator abundance and urbanization. Pp. 243-258 en: Marzluff JM, Bowman R y Donnelly R (eds) *Avian Ecology and Conservation in an Urbanizing World*. Kluwer Academic Publishers, Norwell MA

IBM Corporation (2015) IBM SPSS Statistics v. 23.0. IBM Corporation, Armonk NY

Jokimäki J, Kaisanlahti-Jokimäki M-L, Sorace A, Fernández-Juricic E., Rodriguez-Prieto I y Jimenez MD (2005) Evaluation of the "safe nesting zone" hypothesis across an urban gradient: a multi-scale study. *Ecography* 28:59-70

Lepczyk CA, La Sorte FA, Aronson MFJ, Goddard MA, MacGregor-Fors I, Nilon CH y Warren PS (2017) Global patterns and drivers of urban bird diversity. Pp. 13-33 en: Murgui E y Hedblom M (eds) *Ecology and conservation of birds in urban environments*, Springer, Cham

Leveau LM, Leveau CM, Villegas M, Cursach JA y Suazo CG (2017) Bird communities along urbanization gradients: a comparative analysis among three Neotropical cities. *Ornitología Neotropical* 28:77-87

Liljesthröm M, Fasola L, Valenzuela A, Raya Rey A y Schiavini A (2014) Nest predator of flightless Steamer-Ducks (*Tachyeres pteneres*) and Flying Steamer-Ducks (*Tachyeres patachonicus*). *Waterbirds* 37:210-214

López-Flores V, MacGregor-Fors I y Schondube JE (2009) Artificial nest predation along a Neotropical urban gradient. *Landscape and Urban Planning* 92:90-95

Luna Á, Romero-Vidal P y Arrondo E (2021) Predation and scavenging in the city: a review of spatio-temporal trends in research. *Diversity* 13:46

Marzluff JM (2016) A decadal review of urban ornithology and a prospectus for the future. *Ibis* 159:1-13

Mella-Méndez I, Flores-Peredo R, Amaya-Espinel JD, Bolívar-Cimé B, Mac Swiney MC y Martínez AJ (2022) Predation of wildlife by domestic cats in a Neotropical city: a multi-factor issue. *Biological Invasions* 24:1539-1551

Menezes JCT y Marini MA (2017) Predators of bird nests in the Neotropics: a review. *Journal of Field Ornithology* 88:99-114

Nishimura K (2010) Kleptoparasitism and cannibalism. Pp. 667-675 en: Breed MD y Moore J (eds) *Encyclopedia of Animal Behaviour*, 1st ed. Elsevier, Amsterdam

Patterson L, Kalle R y Downs C (2016) Predation of artificial bird nests in suburban gardens of KwaZulu-Natal, South Africa. *Urban Ecosystems* 19:615-630

Picman J y Picman AK (1980) Destruction of nests by the Short-billed Marsh Wren. *The Condor* 82:176-179

Reidy JL y Thompson III FR (2012) Predatory identity can explain nest predation patterns. *Studies in Avian Biology* 43:135-148

Rivera-López A y MacGregor-Fors I (2016) Urban predation: a case study assessing artificial nest survival in a neotropical city. *Urban ecosystems* 19:649-655

Salvador SA (2016) Registros de depredadores de huevos, pichones y volantones de aves de Argentina. *Acta Zoológica Lilloana* 60:136-147

Shanahan DF, Strohbach MW, Warren PS y Fuller RA (2014) The challenges of urban living. Pp. 3-20 en: Gil D y Brumm H (eds) *Avian Urban Ecology*. Oxford University Press, Oxford

Slager DL, McDermott ME y Rodewald AD (2012) Kleptoparasitism of nesting material from a Red-faced Spinetail (*Cranioleuca erythrops*) nest site. *The Wilson Journal of Ornithology* 124:812-815

Stracey CM (2011) Resolving the urban nest paradox: the role of alternative foods for nest predators. *Biological Conservation* 144:1545-1552

Villegas M y Garitano-Zavala Á (2010) Bird community responses to different urban conditions in La Paz, Bolivia. *Urban Ecosystems* 13:375-391

Vincze E, Seress G, Lagisz M, Nakagawa S, Dingemanse NJ y Sprau P (2017) Does urbanization affect predation of bird nests? A meta-analysis. *Frontiers in Ecology and Evolution* 5: 29

White DW y Kennedy ED (1997) Effect of egg covering and habitat on nest destruction by House Wrens. *The Condor* 99:873-879

Wynia AL y Bednarz JC (2021) Evidence of nest material kleptoparasitism in Worm-eating Warblers (*Helmitheros vermivorum*) in east-central Arkansas, USA. *Ecology and Evolution* 11:4996-5000

Zanette L (2002) What do artificial nests tells us about nest predation? *Biological Conservation* 103:323-329

Zuñiga-Palacios J, Zuria I, Castellanos I, Lara C y Sánchez-Rojas G (2021) What do we know (and need to know) about the role of urban habitats as ecological traps? Systematic review and meta-analysis. *Science of the Total Environment* 780:146559

EFECTO DEL RUIDO, COBERTURA ARBÓREA Y HORA DEL DÍA SOBRE LA DETECTABILIDAD DE AVES EN ECOSISTEMAS URBANOS

Jecar Rodríguez-Arancibia[1], Martín A. H. Escobar[1*] & Nélida R. Villaseñor[1,2]

[1] Grupo de Ecología, Naturaleza y Sociedad, Departamento de Gestión Forestal y su Medio Ambiente, Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza, Universidad de Chile, Santiago, 8820808, Chile
[2] Departamento de Ciencias Químicas y Biológicas, Universidad Bernardo O'Higgins, Av. Viel 1497, Santiago, Chile
*mescobar@renare.uchile.cl

Resumen.- En las evaluaciones de campo, las características del ambiente influyen en si un animal presente en un sitio es registrado o no por un observador. A pesar del creciente interés en el estudio de las aves en ecosistemas urbanos, el efecto de las variables ambientales sobre la probabilidad de detección ha sido escasamente explorado. Para proveer evidencia científica que contribuya a una adecuada caracterización de las aves en ambientes urbanos, evaluamos el efecto del ruido, la cobertura arbórea y la hora del día sobre la probabilidad de detección de aves en la ciudad de Santiago, Chile. En 35 sitios muestreamos cuatro puntos que variaron en los niveles de ruido ambiental. En cada punto registramos aves mediante estaciones de conteo utilizando un muestreo de distancias, medimos el ruido y los atributos del hábitat. Utilizamos el modelo jerárquico de Royle para modelar la probabilidad de detección de seis especies de aves: *Zenaida auriculata, Elaenia albiceps, Troglodytes aedon, Turdus falcklandii*, *Zonotrichia capensis* y *Passer domesticus*. El ruido exhibió un efecto negativo en la probabilidad de detección de *E. albiceps* y *P. domesticus*. La cobertura arbórea presentó un efecto negativo en la probabilidad de detección de *T. falcklandii* y *Z. auriculata*. La probabilidad de detección de *E. albiceps*, *P. domesticus y Z. auriculata* fue más alta en las primeras horas del día y disminuyó hacia el mediodía. Para las seis especies la probabilidad de detección fue muy baja a distancias sobre los 30 metros del observador, indicando que correcciones por detección imperfecta podrían ser necesarias cuando el área de muestreo involucra mayores distancias. Nuestros resultados evidencian que es necesario considerar el efecto especie-específico de las variables del ambiente que pueden afectar el registro de aves en ecosistemas urbanos.

Palabras clave: *ambientes urbanos, muestreo por distancias, probabilidad de detección, ruido ambiental, Santiago de Chile*

Abstract.- EFFECTS OF NOISE, TREE COVER, AND TIME OF THE DAY ON THE DETECTABILITY OF BIRDS IN URBAN ECOSYSTEMS. In field surveys, environmental variables influence whether an observer is able to record an animal present at a given site. Despite the growing interest in the study of birds in urban ecosystems, the effect of environmental variables on the probability of detection has been scarcely explored. To provide scientific evidence that contributes to an adequate assessment of birds in urban environments, we evaluated the effect of noise, tree cover, and time of the day on the probability of bird detection in the city of Santiago, Chile. At 35 sites, we sampled four points that varied in noise levels. At each point, we recorded birds using distance sampling and measured noise levels as well as habitat attributes. We used the N-mixture model to model detection probability for six bird species: *Zenaida auriculata*, *Elaenia albiceps*, *Troglodytes aedon*, *Turdus falcklandii*, *Zonotrichia capensis*, and *Passer domesticus*. Noise exhibited a negative effect on the probability of detection of *E. albiceps* and *P. domesticus*. Tree cover had a negative effect on the probability of detection of *T. falcklandii* and *Z. auriculata*. The probability of detection of *E. albiceps*, *P. domesticus* and *Z. auriculata* was higher early in the morning and decreased considerably toward noon. For all six species the probability of detection was very low at distances more than 30 meters from the observer, indicating that corrections for imperfect detection may be necessary when surveys involve greater distances. Our results showed that it is necessary to consider the species-specific effect of environmental variables, which can affect the detection of birds in urban ecosystems.

Keywords*: distance sampling, noise, probability of detection, Santiago de Chile, urban ecosystems*

Recibido: 9 de junio de 2022; Aceptado: 20 de diciembre de 2022

Las aves son el grupo con mayor número de estudios en ecología urbana debido a que son fáciles de muestrear y pueden ser identificadas con facilidad por personal entrenado (Chávez 2014). Además, su abundancia y riqueza responden a las características del hábitat (Villegas y Garitano-Zavala 2008, Herrando et al. 2017, Muñoz-Pacheco y Villaseñor 2022).

Uno de los métodos más utilizados para la evaluación de aves son las estaciones de conteo (e.g. Camacho-Cervantes et al. 2018, Benito et al. 2019, Hensley et al. 2019), ya que proporcionan datos de la relación de las aves con su entorno, diversidad de especies y abundancia en el tiempo (Ralph et al. 1995, Matsuoka et al. 2014). El número de aves registradas en una es-

tación de conteo es el producto del tamaño de la población (N) y la probabilidad de detección (p), que corresponde a la probabilidad de que un ave tomada al azar dentro del área muestreada sea detectada por el observador (Farnsworth et al. 2005, k y Seddon 2017). No obstante, la mayoría de los estudios no consideran la probabilidad de detección dentro de sus análisis. Van Heezik y Seddon (2017) realizaron una revisión de artículos científicos desde 1991 hasta 2015 y como resultado obtuvieron que sólo el 11% de los trabajos incluyeron la estimación de la probabilidad de detección en el estudio.

Es importante reconocer que la probabilidad de detección de aves en las evaluaciones de campo es imperfecta, lo que puede generar sesgos en la estimación de la abundancia y diversidad de especies (Rae et al. 2015). El muestreo por distancia ("distance sampling") permite calcular la probabilidad de detección de las aves, estimar el efecto de las variables ambientales sobre la detectabilidad y sobre la abundancia de las especies (Royle et al. 2004, Buckland et al. 2005, Chandler 2017).

Diversos factores pueden influir sobre la probabilidad de detección de las aves, tales como la hora del día, la estructura del hábitat y el ruido. Por ejemplo, en aves detectadas mediante vocalizaciones, la probabilidad de detección es mayor en las primeras horas después del amanecer y disminuye a medida que los muestreos se acercan al mediodía (Tozer et al. 2016). La estructura del hábitat también influye en la probabilidad de detección de las aves, ya que doseles más densos disminuyen la capacidad de registrar visual o acústicamente a los individuos (Shieck 1997).

Por otro lado, la detección de aves disminuye con el aumento del ruido ambiente (Ortega 2012), ya que la mayoría de los datos obtenidos en las evaluaciones de campo comprenden registros auditivos (Faanes y Bystrack 1981, Statsny et al. 2019). Esto sería particularmente crítico en áreas urbanas, donde los evaluadores están expuestos a una mayor contaminación acústica producto del ruido ambiente (e.g. tráfico vehicular, construcciones, trenes urbanos, actividades recreativas, etc.), lo que posiblemente reduce la detectabilidad de las aves en la ciudad (Leston y Koper 2017).

En el presente estudio evaluamos la influencia del ruido, cobertura arbórea y hora del día sobre la detectabilidad de diferentes especies de aves en la ciudad de Santiago. Esta información permitirá generar recomendaciones para la evaluación de la avifauna en ambientes urbanos, tanto en el contexto de la investigación científica como en el desarrollo de iniciativas de ciencia ciudadana para el seguimiento y monitoreo de aves en ciudades.

METODOLOGÍA

Área de estudio

Realizamos el estudio en la ciudad de Santiago, capital de Chile (Figura 1A). Santiago se ubica en la Región Metropolitana que corresponde a la región más pequeña del país (15 03,2 km^2) y que concentra cerca del 40% de la población nacional (7 112 808 habitantes; Instituto Nacional de Estadística 2018). El clima es mediterráneo y se caracteriza por la pre-

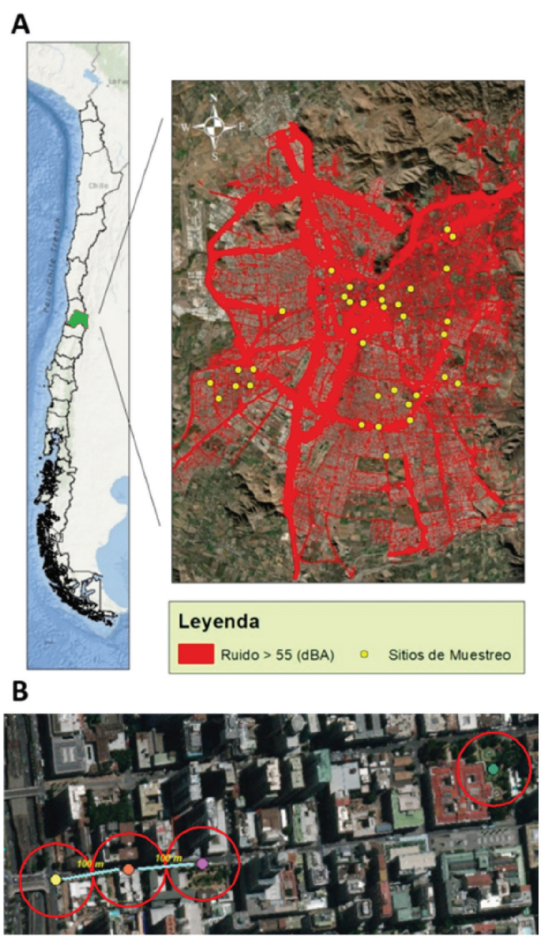


Figura 1. (A) Área de estudio y distribución de los sitios de muestreo en Santiago de Chile. (B) Ejemplo de localización de los puntos de muestreo donde se realizó la evaluación de aves y variables del hábitat. El primer punto corresponde a un sitio con un alto nivel de ruido en una avenida principal (amarillo). Luego, se evaluaron puntos a 100 m (naranja) y 200 m (lila) del punto en la avenida principal y otro en el espacio verde más cercano en la línea de desplazamiento (verde).

sencia de una estación estival seca prolongada y un invierno donde se concentran las precipitaciones. Santiago presenta 369.5 mm de agua caída promedio anualmente, la temperatura media anual es de 13.9°C, el mes más cálido corresponde a enero con una temperatura promedio de 22.1°C y el mes más frío es julio con una temperatura promedio de 7.7°C (Di Castri y Hayek 1976).

Diseño de Muestreo

Con base en un mapa de ruido de la ciudad Santiago generado con un modelo de predicción (RLS90; Instituto Acústica UACH 2016), identificamos áreas con alto nivel de ruido (> 55 decibeles) y luego seleccionamos aleatoriamente 35 sitios de muestreo (Figura 1A). En cada uno de estos sitios establecimos cuatro puntos de muestreo. El primer punto de muestreo se ubicó dentro del área con mayor nivel de ruido, casi siempre cercano a autopistas urbanas o avenidas principales. Los siguientes dos puntos de muestreo se ubicaron a 100 m y 200 m de distancia del primer punto, alejándose del sector con mayor nivel de ruido (Figura 1B). Para poder contrastar los datos de ruido y estructura del hábitat, ubicamos un cuarto punto de muestreo en el espacio verde (plaza o parque) más cercano al tercer punto de muestreo, siguiendo la misma dirección de alejamiento de la fuente de ruido principal (Figura 1B).

Evaluación de aves

Durante la temporada reproductiva (octubre-diciembre) de 2019, mediante estaciones de conteo circulares de 50 m de radio (Benito et al. 2019), registramos todas las aves detectadas (visualmente y auditivamente) durante 5 minutos en todos los puntos de muestreo de los 35 sitios de muestreo. Las evaluaciones se realizaron durante la mañana (7:00-12:00 am) y en días con condiciones atmosféricas adecuadas (sin lluvia). Para analizar si la probabilidad de detección de las diferentes especies de aves varía con la distancia al observador (Chandler 2017), en cada estación de conteo la distancia del individuo se registró en una de las siguientes categorías: 0-10 m, 10-20 m, 20-30 m, 30-40 m, 40-50 m y > 50 m (Buckland 1987). Todos los conteos de aves fueron realizados por el mismo observador (JRA).

Medición del ruido

Junto a la evaluación de las aves realizamos mediciones del ruido (en decibeles) en todos los puntos de muestreo con un sonómetro digital marca Daniu® (UT352- 2.5), instalado sobre un trípode a una altura de 1.5 metros (Platzer et al. 2007). La medición del ruido se realizó al mismo tiempo que el conteo de aves (de duración 5 min), en el inicio de los minutos 1, 2, 3, 4, y 5. Las mediciones las realizó una persona diferente a la encargada del conteo de aves para evitar distracciones. Con base en estas cinco mediciones calculamos el ruido promedio para cada punto de muestreo.

Caracterización del hábitat

En cada punto de muestreo se caracterizó el hábitat utilizando parcelas de 50 m y de 11 m de radio para describir el hábitat y microhábitat, respectivamente (Varela 2003, Benito et al. 2019). En las parcelas de 50 m estimamos el porcentaje de cobertura de vegetación leñosa mediante la interpretación de imágenes satelitales de alta resolución (WorldView, DigitalGlobe, en ArcGIS). Mientras que en las parcelas de 11 m se caracterizó el microhábitat en terreno a través de la estimación visual del porcentaje de cobertura del estrato herbáceo y arbóreo; además del porcentaje cubierto por superficies impermeables.

Análisis de datos

Antes del análisis estadístico se exploraron los datos. Para cada especie de ave se graficó un histograma con la frecuencia de registros y las distancias de detección. Para construir los modelos sólo se consideraron las especies de aves que fueron detectadas en al menos el 15% del total de puntos de muestreo (debido a que no se pudo acceder a dos puntos de muestreo el total es 138 puntos).

Para calcular la detectabilidad de las diferentes especies utilizamos el modelo jerárquico de Royle et al. (2004). Este método utiliza datos colectados con un muestreo de distancias registrados en intervalos de distancias discretos, permitiendo modelar la detectabilidad de una especie en función de la distancia, bajo el supuesto de que la probabilidad de detección de la especie depende de la distancia a la que se registra visual o auditivamente (Kery y Royle 2016). Como la detectabilidad puede variar entre los sitios debido a las características ambientales, este método además permite modelar el efecto de covariables del hábitat sobre la detectabilidad y la abundancia (Royle et al. 2004, Chandler et al. 2011). Por lo tanto, consta de dos ecuaciones, una que modela la abundancia usualmente con una distribución de Poisson y otra

que modela el proceso de detección como un multinomio (Chandler 2017).

Para cada especie de ave ajustamos un modelo jerárquico de Royle et al. (2004). Para evaluar la influencia del ruido, cobertura arbórea y hora del día sobre la detectabilidad, en el modelo ajustamos las siguientes covariables para la detección: el ruido, la cobertura arbórea en un radio de 11 m y la hora del conteo; y utilizamos la función de detección "half-normal" (Miller et al. 2019). Para modelar la abundancia se ajustó un modelo lineal generalizado mixto (GLMM) con una distribución binomial negativa (Chandler 2017), donde las covariables fueron la cobertura de la vegetación leñosa, la cobertura herbácea y la cobertura de superficies impermeables, y el efecto aleatorio fue el sitio de muestreo. Si bien el modelo jerárquico de Royle et al. (2004) modela la probabilidad de detección y la abundancia, nuestro interés fundamental fue en el primero, por lo que los resultados sobre la abundancia se presentan sólo como Anexo (Anexo 1). El modelo basado en distancias fue ajustado utilizando el paquete estadístico "unmarked" (Fiske y Chandler 2011) y todos los análisis estadísticos se realizaron en el programa R (R Core Team 2017).

RESULTADOS

Evaluación de aves

Registramos un total de 21 especies de aves, 17 nativas, tres exóticas y una de origen incierto (*Molothrus bonariensis*) (Tabla 1), y se observaron un total de 845 individuos. La media de la riqueza de especies por punto de muestreo fue de 3.5 ± 0.2 (media ± error estándar), mientras que la de individuos fue de 6.2 ± 0.4 (media ± error estándar) individuos por punto evaluado.

Nueve especies se registraron en al menos el 15% (21) de los puntos de muestreo y permitieron el análisis estadístico. Estas especies fueron: *Columba livia*, *Zenaida auriculata*, *Myiopsitta monachus*, *Elaenia albiceps*, *Troglodytes aedon*, *Turdus falcklandii*, *Zonotrichia capensis*, *Molothrus bonariensis* y *Passer domesticus*. Estas especies representaron sobre el 96% de los individuos registrados. La especie con mayor número de registros fue *Columba livia* con un total del 28,6% de las observaciones, seguida por *Passer domesticus* y *Turdus falcklandii* con 16 % y 13,8%, respectivamente. El resto de las especies presentaron valores de registro

Tabla 1. Lista de las 21 especies de aves detectadas en el estudio con el número de individuos promedio por conteo y error estándar (EE). (*) Indica especies que fueron detectadas fuera del punto de conteo. En negrita especies que se registraron en más de 21 puntos de conteo.

Familia	Nombre Científico	Origen	N° de individuos	
			Promedio	EE
Accipitridae	*Geranoaetus polyosoma*	Nativa	0.014	0.014
Charadriidae	*Vanellus chilensis*	Nativa	0.022	0.012
Laridae	*Larus dominicanus*	Nativa	0.014	0.010
Columbidae	***Columba livia***	**Exótica**	**2.500**	**0.423**
	Columbina picui	Nativa	0.007	0.007
	Zenaida auriculata	**Nativa**	**0.812**	**0.097**
Picidae	*Veniliornis lignarius*	Nativa	0.036	0.019
Falconidae	*Phalcoboenus chimango*	Nativa	0.159	0.040
Psittacidae	***Myiopsitta monachus***	**Exótica**	**0.348**	**0.079**
Furnariidae	*Leptasthenura aegithaloides*	Nativa	0.087	0.032
Tyrannidae	***Elaenia albiceps***	**Nativa**	**0.384**	**0.179**
Cotingidae	*Phytotoma rara*	Nativa	0.094	0.030
Hirundinidae	*Tachycineta leucopyga*	Nativa	0.086	0.035
Troglodytidae	***Troglodytes aedon***	**Nativa**	**0.384**	**0.064**
Turdidae	***Turdus falcklandii***	**Nativa**	**1.203**	**0.131**
Passerellidae	***Zonotrichia capensi***s	**Nativa**	**0.732**	**0.072**
Icteridae	*Curaeus curaeus*	Nativa	0.115	0.046
	Molothrus bonariensis	**Incierta**	**0.246**	**0.057**
	Leistes loyca	Nativa	*	*
Fringillidae	*Spinus barbatus*	Nativa	0.043	0.043
Passeridae	***Passer domesticus***	**Exótica**	**1.391**	**0.148**

menores al 10% del total. No obstante, se excluyeron de los análisis a *Columba livia*, *Myiopsitta monachus* y *Molothrus bonariensis*, debido a que su conducta gregaria genera sesgos en la estimación de la probabilidad de detección en el análisis utilizado (Kery y Royle 2016).

Para las seis especies analizadas, los histogramas del número de individuos registrados en los diferentes intervalos de distancias muestran que el número de individuos registrados por el observador decrece a distancias mayores de 20-30 m (Figura 2).

Medición del Ruido

Los puntos de muestreo ubicados en grandes avenidas y autopistas presentaron el mayor valor promedio de ruido ambiente que superó los 68 dBA. Luego registramos una disminución progresiva del nivel de ruido ambiente a través de los puntos de muestreo, a medida que se alejan del punto ubicado en la zona de mayor ruido. En promedio, el ruido fue más bajo en los espacios verdes (Tabla 2).

Caracterización del Hábitat

Las variables del hábitat presentaron un amplio rango de variación (Tabla 3). A escala del microhábitat (11 m) las superficies impermeables alcanzaron una cobertura promedio del 49.6%, seguido por vegetación herbácea (21%) y arbórea (11,3%) (Tabla 3). A nivel de hábitat (50 m), la cobertura de la vegetación leñosa alcanzó en promedio un 14,7 % (Tabla 3).

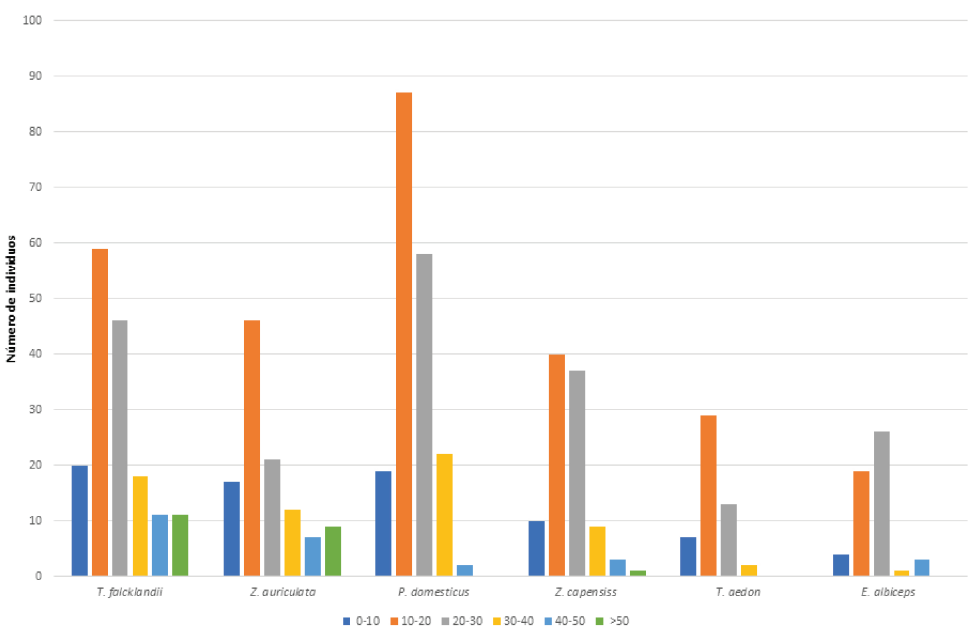


Figura 2. Histogramas del número de individuos registrados en los diferentes intervalos de distancias desde el observador en puntos de conteo para las seis aves modeladas. Cuando se utilizan puntos de conteo, el área evaluada incrementa de manera lineal con la distancia radial (Miller et al. 2019), por lo tanto, los registros de aves deberían aumentar en la misma forma si la detección fuera perfecta.

Tabla 2. Valor promedio y error estándar (EE) del ruido ambiente en los diferentes puntos evaluados en el área de estudio

Puntos de conteo	Valor promedio del ruido ambiente (dBA)	EE
Avenida principal	68.4	0.63
100 m de avenida principal	57.50	1.21
200 m de avenida principal	56.78	1.28
Espacio verde	54.62	0.95

Tabla 3. Porcentaje de cobertura de las variables del hábitat. Se reportan valores mínimos y máximos (mín-máx), promedio y error estándar (EE).

Parcela	Variables del hábitat	Cobertura		
		mín-máx (%)	Promedio (%)	EE
11 m de radio	Arbórea	0-80	11.3	1.3
	Herbácea	0-100	21.0	1.7
	Impermeable	0-90	49.6	2.2
50 m de radio	Leñosa	1-60	14.7	0.9

Influencia de las variables ambientales sobre las aves

El ruido, la cobertura arbórea y la hora del día exhibieron efectos estadísticamente significativos sobre la detectabilidad de las aves (Tabla 4). Sin embargo, estos efectos variaron dependiendo de las especies evaluadas. El ruido tuvo un efecto estadísticamente significativo en la detectabilidad de *Passer domesticus*, *Elaenia albiceps* y *Zenaida auriculata*, pero para la primera y segunda especie el efecto fue negativo mientras que para la última fue positivo (Figura 3A). La cobertura arbórea tuvo un efecto negativo en la detectabilidad del *Turdus falcklandii* y *Zenaida auriculata* (Figura 3B). La hora del día presentó un efecto negativo sobre la detectabilidad de *Passer domesticus*, *Elaenia albiceps* y *Zenaida auriculata* (Figura 3C), siendo menos probable detectarlas al acercarse al mediodía. En el caso de *Zonotrichia capensis* y *Troglodytes aedon* las variables evaluadas no presentaron efectos estadísticamente significativos sobre su detectabilidad (Tabla 4).

DISCUSIÓN

Nuestros resultados muestran que el ruido, la cobertura arbórea y la hora del día tienen efectos sobre

Tabla 4. Resultados del modelo para seis especies de aves. k = número de parámetros en el modelo, Hora-Ruido-Arbóreo = covariables modeladas para la detectabilidad. Significancia estadística: * = P < 0.05; ** = P < 0.01; *** = P < 0.001.

			Detectabilidad		
Especie	**k**	**Intercepto**	**Hora**	**Ruido**	**Arbóreo**
P. domesticus	6	2.68***	-0.10**	-0.11***	-0.06
Z. auriculata	6	2.78***	-0.09**	0.11**	-0.07*
T. falcklandii	6	2.87***	-0.05	0.02	-0.06**
Z. capensis	6	2.78***	0.03	-0.02	-0.05
T. aedon	6	2.55***	0.02	0.00	-0.08
E. albiceps	6	2.91***	-0.22***	-0.30***	-0.07

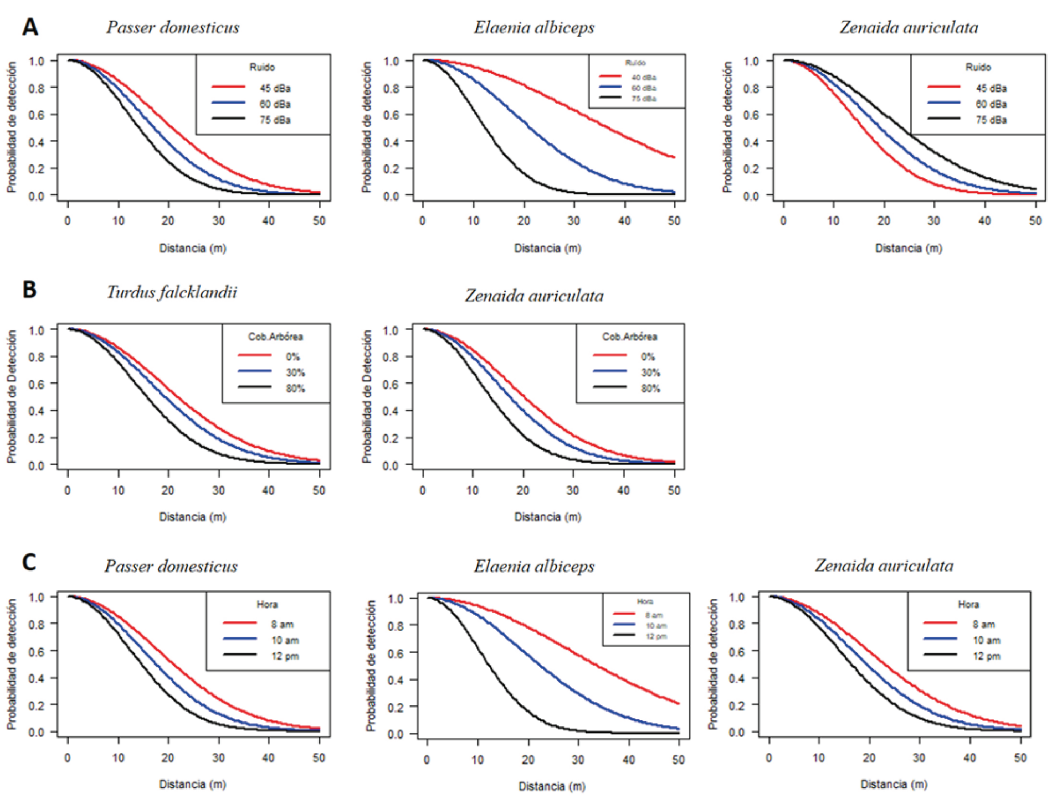


Figura 3. Curvas de detectabilidad para las especies de aves donde se registró un efecto estadísticamente significativo de las variables ambientales: (A) ruido; (B) cobertura arbórea; y (C) hora del día. Cada curva muestra la probabilidad de detección estimada para una especie de ave en función de la distancia del ave al observador según variables ambientales.

la detectabilidad de las aves, pero estos efectos son especie-específicos y dependen de las características de historia de vida de las especies. El ruido afectó negativamente la detectabilidad de *Passer domesticus*, especie exótica asociada a ambientes urbanos que en general es más abundante que las especies de aves nativas (MacGregor-Fors y Ortega-Álvarez 2011) y a *Elaenia albiceps*, migrante austral que visita el área de estudio durante la estación reproductiva (Capllonch et al. 2011). Ambas especies se detectan principalmente mediante su vocalización, por lo que el ruido afectaría negativamente su detección en ambientes urbanos.

El comportamiento vocal ocurre en muchas aves, pero en las paseriformes es donde el canto ha evolucionado en un mayor grado, siendo frecuentemente ocupado para la defensa de los territorios y en la reproducción (Brenowits 1991). De manera que, en ambientes urbanos, las aves paseriformes serían más vulnerables a la disminución de su detectabilidad por el alto ruido ambiental (Crouch y Mason-Gamer 2019). Algunas especies de aves han modificado su canto para evitar el enmascaramiento de las señales acústicas a causa del ruido ambiental urbano (Slabbekoorn y Peet 2003, Slabbekoorn 2013). Por ejemplo, se ha reportado el aumento de la frecuencia mínima del canto (Arévalo 2019).

Si bien nuestros datos sólo muestran para este grupo de aves un efecto negativo sobre *Passer domesticus* y *Elaenia albiceps*, es probable que con un mayor esfuerzo de muestreo se podría detectar un efecto negativo en otras especies de aves cantoras; o posibles modificaciones del canto para superar el ruido ambiental.

Por otro lado, el ruido exhibió un efecto positivo en la detectabilidad de *Zenaida auriculata*. Esta especie se detecta principalmente de forma visual y no por sus vocalizaciones. Comúnmente se observa en el suelo buscando semillas (González-Acuña et al. 2017), de manera que con mayor visibilidad sería más probable detectarla. En nuestro estudio, los puntos con mayor nivel de ruido se ubicaron cercanos a autopistas urbanas o avenidas principales, que corresponden a áreas amplias y despejadas con mayor visibilidad que calles más angostas donde dominan las edificaciones. Además, el movimiento constante de vehículos y personas en estas áreas generó constantes vuelos cortos de *Zenaida auriculata* (obs. pers.). Estas condiciones aumentarían la probabilidad de observar a esta especie en el punto de muestreo, condición que podrían explicar nuestro resultado.

Si bien la cobertura arbórea favorece la abundancia de varias especies de aves nativas en el ambiente urbano de la ciudad de Santiago (Villaseñor et al. 2021), ésta exhibió un efecto negativo en la detectabilidad de aves. Una mayor cobertura arbórea aumentaría el nivel de obstrucción visual entre el ave y el observador reduciendo las probabilidades de detección (Anderson et al. 2015). Por ejemplo, *Turdus falcklandii* y *Zenaida auriculata* forrajean frecuentemente en áreas abiertas cubiertas por plantas herbáceas o suelo desnudo (Morales 2015, González-Acuña et al. 2017) y son detectadas mayormente de forma visual, por tanto, la cobertura arbórea cercana al observador (11 m de radio) disminuiría su capacidad de detectar estas aves.

En ambientes urbanos la actividad de aves presenta un máximo cerca del amanecer (Swaddle et al. 2015). Este patrón que explicaría el efecto negativo de la hora del conteo en la detectabilidad de *Passer domesticus*, *Elaenia albiceps* y *Zenaida auriculata* en nuestro trabajo. Este efecto negativo sería particularmente importante en la ciudad, ya que a medida que avanzan las horas del día, la frecuencia de vocalizaciones disminuye más en ambientes urbanos que en zonas rurales (Bermúdez-Cuamatzin et al. 2020).

Implicancias para la evaluación de aves en ambientes urbanos

Nuestros resultados destacan la importancia de conocer los factores que influyen sobre la probabilidad de detección de múltiples especies de aves, ya que las variables ambientales pueden influir en el registro de las especies de diferentes formas. Además, nuestro estudio muestra que en ciudades, la probabilidad de detección de las especies es muy baja a distancias sobre los 30 metros del observador. Por lo tanto, si se desea comparar la abundancia de especies entre sitios en ambientes urbanos, se recomienda considerar correcciones por detectabilidad o utilizar estaciones de conteo con un radio pequeño (no mayor a 30 metros).

Finalmente, gran parte de los estudios de aves en ambientes urbanos tienen como objetivo recopilar datos de una gran cantidad de especies de aves en áreas extensas (Muñoz-Pacheco y Villaseñor 2022), empleando métodos apropiados para especies con una alta probabilidad de detección, pero ineficaces

para el monitoreo de especies con una baja probabilidad de detección o raras. Por lo tanto, es necesario comenzar a incorporar el uso de métodos de muestreo que sean especie-específicos o que consideren especies con baja probabilidad de detección como especies objetivo (Pacifi et al. 2008), para contribuir a una mejor comprensión de la ecología de las aves en ambientes urbanos.

CONCLUSIÓN

Nuestro estudio evidencia que el ruido, la cobertura arbórea y la hora del día tienen efectos sobre la detectabilidad de especies de aves en ambientes urbanos y estos efectos serían especie-específicos. Futuras investigaciones podrían involucrar estudios con un mayor esfuerzo de muestreo para evaluar el efecto de variables ambientales sobre la detección de otras especies de aves. Estas investigaciones permitirían elaborar protocolos para la evaluación y el monitoreo de diferentes especies de aves en la ciudad.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a René Urquieta, Manuel Villalobos, Joaquín Foncea y Matías Carrasco, su colaboración durante el levantamiento de información en terreno y a Lucas Leveau y dos revisores anónimos por sus comentarios que, sin duda, mejoraron la calidad de nuestro trabajo. NRV agradece el financiamiento de ANID-FONDECYT 11201045.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

Anderson AS, Marques TA, Shoo LP y Williams SE (2015) Detectability in Audio-Visual Surveys of Tropical Rainforest Birds: The Influence of Species, Weather and Habitat Charasteristics. *PLOS ONE* 10:1-24

Arévalo JD (2019) Variación morfológica y del canto en poblaciones de *Zonotrichia capensis* (Aves: Emberizidae) de ambientes urbanos y silvestres en Chile Central. Tesis Magister, Universidad de Chile, Santiago

Benito JF, Escobar MAH y Villaseñor NR (2019) Conservación en la ciudad: ¿Cómo influye la estructura del hábitat sobre la abundancia de especies de aves en una metrópoli latinoamericana? *Gayana* 83:114-125

Bermúdez-Cuamatzin E, Delamore Z, Verbeek L, Kremer C y Slabbekoorn H (2020) Variation in Diurnal Patterns of Singing Activity Between Urban and Rural Great Tits. *Frontiers in Ecology and Evolution* 8:246

Brenowitz EA (1991) Evolution of the vocal control system in the avian brain. *The Neurosciences* 3:399-407

Buckland ST (1987) On the variable circular plot method of estimating animal density. Biometrics 43:363-384

Buckland ST, Anderson DR, Burnham KP y Laake JL (2005) Distance Sampling en: Encyclopedia of Biostatistics. Segunda edición. USA

Camacho-Cervantes M, Ojanguren AF y MacGregor-Fors I (2018). Birds from the burgh: bird diversity and its relation with urban traits in a small town. *Journal of Urban Ecology* 4:1-7

Capllonch P, Alvarez ME y Blendinger PG (2011) Sobre la migración de *Elaenia albiceps chilensis* (Aves: Tyrannidae) en Argentina. *Acta Zoológica Lilloana* 55:229-246Chandler RB (2017) Distance sampling analysis in unmarked. USGS Patuxent Wildlife Research Center, Maryland

Chandler RB, Royle JA y King DI (2011) Inference about density and temporary emigration in unmarked populations. *Ecology* 92:1429–1435

Chávez CA (2014) Relación entre la avifauna, la vegetación y las construcciones en plazas y parques de la ciudad de Valdivia. Tesis Ingeniero en Recursos Naturales, Valdivia, Chile. Universidad Austral de Chile

Crouch NMA y Mason-Gamer RJ (2019) Identifying ecological drivers of interspecific variation in song complexity in songbirds (Passeriformes, Passeri). *Avian Biology* 50:114-118

Di Castri F y Hayek ER (1976) Bioclimatología de Chile. Primera edición. Santiago

Faanes CA y Bystrack D (1981) The Role of Observer Bias in the North American Breeding Bird Survey. *Studies in Avian Ecology* 6:353-359

Farnsworth GL, Nichols JD, Sauer JR, Fancy SG, Pollock KH, Shriner SA, y Simons TR (2005) Statistical Approaches to the Analysis of Point Count Data: A Little Extra Information Can Go a Long Way. USDA Forest Service Gen. 191:734-743

Fiske IJ y Chandler RB (2011) Unmarked: An R Package for Fitting Hierarchical Models of Wildlife Occurrence and Abundance. *Journal of Statistical Software*, 43:1-23

González-Acuña D, Riquelme P, Cruzatt J, López-Sepúlveda P, Figueroa RA y Moreno L (2017) Dieta estacional de la Tórtola (*Zenaida auriculata*) en la provincia de Ñuble, Chile. *Revista Chilena de Ornitología* 23:19-25

Hensley CB, Madhusudan K, Trisos CH, Warren PS, MacFarland J, Blumenshine S y eece J (2019) Effects of Urbanization on Native Bird Species in Three Sou-

thwestern US Cities. Frontiers in Ecology and Evolution 7:71

Herrando S, Brotons LL, Anton M, Franch M, Quesada J y Ferrer X (2017) Indicators of the Effects of the Urban: The Case of Barcelona. Pp. 449-463 in: Murgui & Hedblom. Ecology and Conservation of Birds in Urban Environments, Barcelona

Instituto de Acústica UACH (2016) Informe final: Estudio: Actualización del mapa de ruido del Gran Santiago. Universidad Austral de Chile, Valdivia

Instituto Nacional de Estadística (2018) Síntesis de resultados Censo 2017, INE, Santiago

Kery M y Royle JA (2016) Applied hierarchical modeling in ecology: Analysis of distribution, abundance and species richness in R and BUGS. Volume 1. Primera edición. Academic Press, London

Leston LFV y Koper N (2017) Managing urban and rural rights of way as potential habitats for grassland birds. *Avian Conservation and Ecology* 12(2):4

MacGregor-Fors I y Ortega-Álvarez R (2011) Fading from the forest: Bird community shifts related to urban park site-specific and landscape traits. *Urban Forestry & Urban Greening* 10:239-246

Matsuoka SM, Mahon CL, Handel CM, Solymos P, Bayne EM, Fontaine PC y Ralph CJ (2014) Reviving common standards in point-count surveys for broad inference across studies. *The Condor* 116:599-608

Miller DL, Rexstad E, Thomas L, Marshall L y Laake JL (2019) Distance Sampling in R. Journal of Statistical Software 89:1-29

Morales FP (2015) Análisis de patrones de movilidad espacial de aves urbanas por medio del uso de telemetría. Tesis Geografía, Universidad de Chile, Santiago.

Muñoz-Pacheco CB y Villaseñor NR (2022) Avian species richness in cities: A review of the Spanish-language literature from the Southern Cone of South America. *Urban Ecosystems* 25:601-616

Ortega CP (2012) Effects of noise pollution on birds: A brief review of our knowledge. *Ornithological Monographs* 74:6-22

Pacifi K, Simons TR y Pollock KH (2008) Effects of Vegetation and Background Noise on the Detection Process in Auditory Avian Point-Count Surveys. *The Auk* 125:600-607

Platzer LM, Iñiguez RC, Cevo JE y Ayala FR (2007) Medición de los niveles de ruido ambiental en la ciudad de Santiago de Chile. *Revista Otorrinolaringología y Cirugía De cabeza y Cuello* 67:122-128

R Core Team (2017). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna

Rae LF, Whitaker DM y Warkentin IG (2015) Variable effect of playback of chickadee mobbing calls on detection probability of boreal forest birds. *Journal of Field Ornithology* 86:51–64

Ralph CJ, Sauer JR y Droege S (1995) Monitoring Birds Population: By point counts. Department of Agriculture, Forest Service, Albany

Royle JA, Dawson DK y Bates S (2004) Modeling abundance effects in distance sampling. *Ecology* 85:1591-1597

Shieck J (1997) Based Detection of Birds Vocalization Affect Comparisons of Bird Abundance Among Forested Habitats. *The Condor* 99:179-190

Slabbekoorn H (2013) Songs of the city: noise-dependent spectral plasticity in the acoustic phenotype of urban birds. *Animal Behaviour* 85:1089-1099

Slabbekoorn H y Peet M (2003) Birds sing at a higher pitch in urban noise. *Nature*
424: 267–267

Statsny J, Munk M y Juranek L (2019) Automatic bird species recognition based on birds vocalization. EURASIP *Journal on Audio, Speech, and Music Processing* 2018:19-26

Swaddle JP, Francis CD, Barber JR, Cooper CB, Kyba CCM, Dominoni DM, Shanon G, Aschehoug E, Goodwin SE, Kawahara AY, Luther D, Spoelstra K, Voss M y Longcore T (2015) A framework to assess evolutionary responses to anthropogenic light and sound. *Trends in Ecology & Evolution* 2015:1-11

Tozer DC, Drake KL y Falconer CM (2016) Modeling detection probability to improve marsh bird surveys in southern Canada and the Great Lakes states. *Avian Conservation and Ecology* 11:2-3

Van Heezik Y y Seddon PJ (2017) Counting Birds in Urban Areas: A Review of Methods for the Estimation of Abundance Pp 185-207 in: Murgui & Hedblom. Ecology and Conservation of Birds in Urban Environments, Springer

Varela SI (2003) Calidad de la vegetación urbana como hábitat para aves. El caso de Santiago de Chile. Tesis Ingeniería Forestal, Universidad de Chile, Santiago

Villaseñor NR, Escobar MAH y Hernández HJ (2021) Can aggregated patterns of urban woody vegetation cover promote greater species diversity, richness and abundance of native birds? *Urban Forestry & Urban Greening* 61:102-111

Villegas MB y Garitano-Zavala A (2008) Las comunidades de aves como indicadores ecológicos para programas de monitoreo ambiental en la ciudad de La Paz, Bolivia. *Ecología en Bolivia* 43:146-153

MORTALIDAD DE AVES EN DORMIDEROS COMUNALES A CAUSA DE UNA TORMENTA SEVERA EN LA CIUDAD DE TULUMAYA, ARGENTINA

Ever Tallei[A*], Analía Benavidez[B]

[a] Biología de Aves, Instituto Argentino de Investigaciones de las Zonas Áridas (IADIZA), Centro Científico Tecnológico CONICET - Mendoza, Av. Ruiz Leal s/n, Parque General San Martín, 5500 Mendoza, Argentina.
[b] Centro Regional de Energía y Ambiente para el Desarrollo Sustentable, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Universidad Nacional de Catamarca (CREAS-CONICET/UNCA), Prado 366, K4700AAP. San Fernando del Valle de Catamarca, Catamarca, Argentina.
* evertallei@gmail.com (E. Tallei), analiab87@gmail.com (A. Benavidez)

Resumen.- Los eventos meteorológicos extremos pueden producir una alta mortandad de aves, en especial en regiones en donde los mismos suelen ser atípicos. En áreas urbanas, esta situación puede agravarse ya que las aves se concentran en espacios verdes que pueden ser utilizados como dormideros. En el departamento de Lavalle, se desarrolló una tormenta severa el día 16 de diciembre de 2021. Los objetivos de este estudio fueron cuantificar individuos muertos de aves afectadas por una tormenta severa en la ciudad de Tulumaya, Mendoza, Argentina, e identificar dormideros comunales para estimar la mortalidad de individuos del área urbana impactada por la tormenta. Se registraron 163 individuos muertos de cinco especies de aves: *Patagioenas maculosa*, *Zenaida auriculata*, *Myiopsitta monachus*, *Columbina picui* y *Passer domesticus*. Se identificaron en total 13 parches forestales, de los cuales siete resultaron dormideros de aves. Se registraron en total 595 individuos de 19 especies arbóreas, y la composición y abundancia de árboles de los parches fue diferente. Los dormideros mostraron mayor diversidad taxonómica de árboles en relación al número efectivo de especies. Las especies de árboles seleccionadas por las aves como dormidero fueron *Platanus hispanica*, *Ulmus spp.* y *Morus alba*. La mortalidad estimada fue de 628 individuos de aves para el total de los dormideros. Debido a los escasos estudios en el Neotrópico sobre el impacto de las tormentas severas en las aves, es importante cuantificar el efecto sobre las especies de tales eventos para planificar intervenciones sobre los espacios en la gestión del riesgo urbano.

Palabras clave: *aves urbanas, eventos meteorológicos extremos, parches forestales, selección de recursos, teledetección*

Abstract.- BIRD MORTALITY IN COMMUNAL ROOSTS DUE TO A SEVERE STORM IN TULUMAYA CITY, ARGENTINA. Extreme weather events can produce high bird mortality, especially in regions where these events are usually atypical. In urban areas, this situation can be aggravated since birds concentrate in green spaces that can be used as roosts. In the department of Lavalle, a severe storm developed on December 16, 2021. The aims of this study were to quantify dead individuals of birds affected by a severe storm in Tulumaya city, Mendoza, Argentina, and to identify communal roosts to estimate mortality in the urban area impacted by the storm. We recorded 163 dead individuals of five bird species: *Patagioenas maculosa*, *Zenaida auriculata*, *Myiopsitta monachus*, *Columbina picui* and *Passer domesticus*. We identified 13 forest patches, seven of which were bird roosts and recorded a total of 595 trees from 19 species. Patches differed in tree abundance and composition. Roosts showed greater tree taxonomic diversity according to the effective number of species. Tree species selected as roosts by birds were *Platanus hispanica*, *Ulmus spp.*, and *Morus alba*. Estimated mortality was 628 individuals for the total number of roosts. Due to the limited number of studies in the Neotropics regarding the impact of severe storms on birds, it is important to quantify the effect of such events on avian species in order to plan interventions on spaces in urban risk management.

Keywords: *extreme weather events, forest patches, remote sensing, resource selection, urban birds*

Recibido: 20 de julio de 2022; Aceptado: 20 de diciembre de 2022

La evidencia actual sugiere que el sistema climático está cambiando e incrementando la frecuencia de eventos meteorológicos extremos (e.g., huracanes, tormentas, inundaciones), que se caracterizan por su intensidad en un periodo corto de tiempo y su rareza (van de Pol et al. 2010, Bailey y van de Pol 2016, Ummenhofer y Meehl 2017). Los eventos extremos tienen un gran impacto en los sistemas biológicos al influir en la biología reproductiva de las especies e incrementar sus tasas de mortalidad (Moreno y Møller 2011). Estos efectos, pueden producirse tanto de forma directa como indirecta a través de impactos en las poblaciones y sus hábitats (Dinsmore y Farnsworth 2006, Newton 2007, Martin y Maron 2012).

Las tormentas severas son eventos meteorológicos extremos que tienen la capacidad de producir daños materiales importantes y/o muertes. Generalmente, las tormentas severas se conforman por lluvias intensas y vientos fuertes, pueden producir

granizo, rayos, inundaciones repentinas e, incluso, tornados (Prieto-Gonzales et al. 2014). Las aves son uno de los taxones de vertebrados más afectado por eventos de mortandad masivos producidos por tormentas severas, las cuales han incrementado su frecuencia en las últimas décadas (Fey et al. 2015a, Yang et al. 2021). Uno de los parámetros poblacionales más afectados es la supervivencia, asociada a la intensidad del evento (Newton 1998, Sæther y Bakke 2000, Julliard et al. 2004). Las consecuencias implican una reducción del tamaño de las poblaciones reproductoras que podrían tener efectos profundos en la dinámica poblacional de especies de comportamiento gregario (Sæther y Bakke 2000, Dionne et al. 2008, Zuberogoitia et al. 2016).

El crecimiento de la población humana ha propiciado que los ecosistemas naturales sean reemplazados por paisajes urbanos (Bolund y Hunhammar 1999). Varias especies de aves han colonizado las ciudades y algunas de ellas son más exitosas en ambientes urbanos que en sus hábitats naturales (Luniak 2004). Las aves urbanas muestran mayor plasticidad ecológica, fisiológica y comportamental que sus congéneres de ambientes rurales, lo cual les permite tolerar una mayor amplitud en las condiciones ambientales incluyendo hábitats alterados o degradados (Bonier et al. 2007). La cobertura vegetal y la superficie de los espacios verdes en las ciudades son factores claves que determinan la abundancia y composición de las comunidades de aves urbanas (Melles et al. 2003, Faggi y Perepelizin 2006, Møller et al. 2012). Se ha observado que en espacios verdes con mayor diversidad de especies vegetales se incrementa la riqueza de aves, ya que se benefician de los recursos que ofrecen las ciudades (Sovrano 2017, Guachamín-Paladines 2021). Los árboles de gran tamaño, por ejemplo, son recursos muy utilizados para pernoctar en las urbes (Leveau y Leveau 2004, Fey et al. 2015b).

El paisaje urbano presenta un mosaico de espacios verdes y aislados inmersos en una matriz de estructuras antropogénicas (Niemelä 1999). Estos espacios verdes, consisten en parches de vegetación de diferente tamaño, forma, disposición, estructura, composición, diversidad, y calidad de hábitat para la avifauna urbana (Davis et al. 2014, Wang et al. 2017). Los parches representan un suministro de recursos esenciales para numerosas especies de aves, ya que aumentan las probabilidades de que las mismas encuentren hábitats adecuados para alimentación, nidificación y refugio (Sulaiman et al. 2013). Los estudios de ecología urbana han descrito la diversidad de aves y los requerimientos de hábitat en distintos tipos de parches (Bolund y Hunhammar 1999, Barbosa et al. 2011, Oliver et al. 2011, Pineda-López et al. 2013, Strohbach et al. 2013, Nielsen et al. 2014). Estos parches de vegetación son muy importantes porque ayudan a mantener una riqueza de especies de diversos taxones y contribuyen a la calidad ambiental de los ecosistemas urbanos (Bolund y Hunhammar 1999, Knapp et al. 2008, Nielsen et al. 2014).

Actualmente existe escasa información sobre la mortalidad de aves que producen las tormentas en Sudamérica. Además, la información existente suele ser anecdótica o incompleta (Marzluff 2017). Los trabajos apuntan en general a áreas costeras del hemisferio norte, evaluando el efecto de huracanes sobre especies migratorias (Tavares et al. 2020). Los objetivos de este estudio fueron: i) cuantificar individuos muertos de aves afectadas por una tormenta severa en la ciudad de Tulumaya, Mendoza, Argentina, e ii) identificar dormideros comunales para estimar la mortalidad de individuos del área urbana impactada por la tormenta. Debido a que se proyecta un incremento en los eventos meteorológicos extremos como consecuencia del cambio climático (Grimm 2011, Cai et al. 2014), se espera que la supervivencia de las aves urbanas a dichos eventos esté condicionada por la calidad del hábitat y sus rasgos de historias de vida, en particular la etología y demografía de las especies (Fernández-Juricic 2004, Dionne et al. 2008, Zuberogoitia et al. 2016).

MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se desarrolló en la ciudad de Tulumaya, departamento de Lavalle, provincia de Mendoza, Argentina (Fig. 1; 32°43’18’’S 68°35’44’’O). La ciudad se encuentra a 600 msnm, en la ecorregión del Monte de Llanuras y Mesetas (Oyarzabal et al. 2018). El clima es árido a semiárido, con temperaturas medias de 22ºC en verano y 8ºC en invierno (González-Loyarte et al. 2009). Las precipitaciones son de régimen estival con una media de 200 mm anuales (Norte 2000). El 4% de la superficie de la provincia está cubierta por oasis (zonas cultivadas por riego artificial). Tulumaya se encuentra inserta en el oasis norte, alimentado por los ríos Mendoza y Tunuyán (Balter 2015). Tulumaya es el distrito más poblado de Lavalle, con cerca de 8000 habitantes (Griffone 2019).

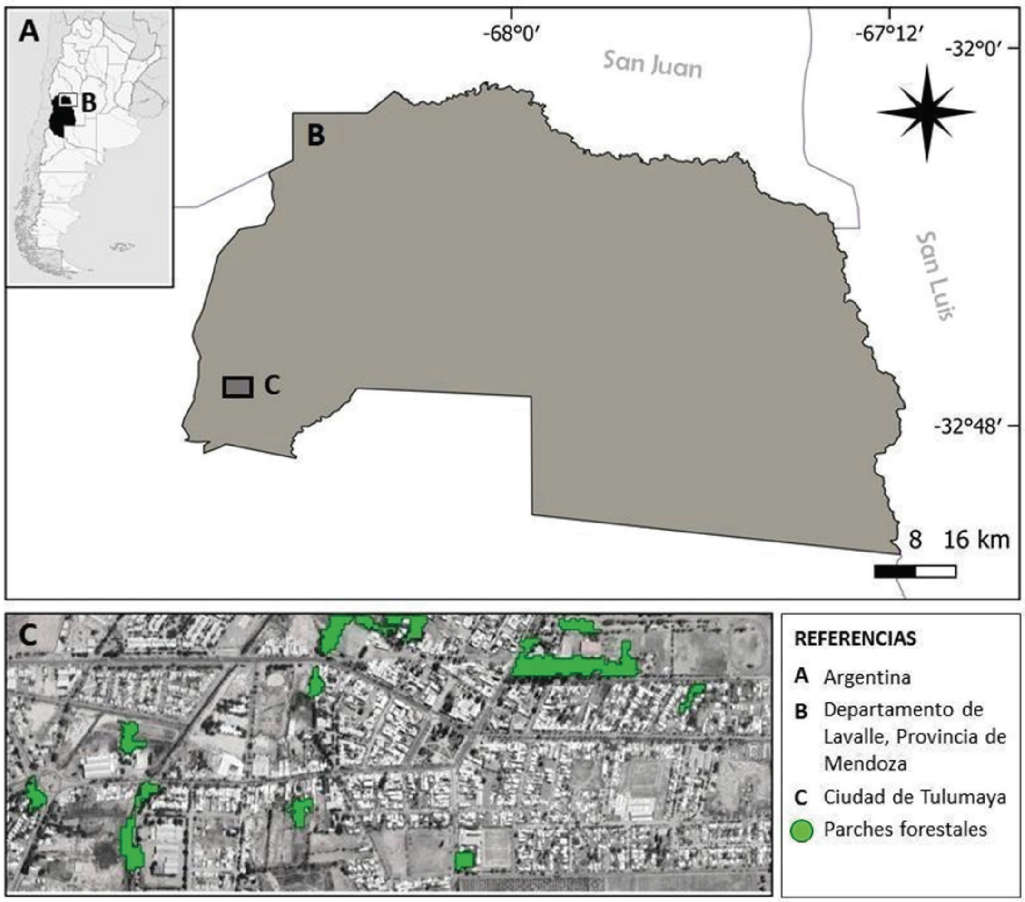


Figura 1. Ubicación del área de estudio en la ciudad de Tulumaya, provincia de Mendoza, Argentina. En el polígono delimitado (c) puede observarse los parches forestales (verde) identificados mediante teledetección.

En la ciudad, se delimitó un polígono de 154 ha (Fig. 1) que comprende el casco céntrico del área urbana, excluyendo de esta manera la matriz agrícola y de monte nativo de los alrededores. En los espacios verdes urbanos predominan las especies arbóreas exóticas (Martínez-Carretero 2022). El desarrollo de dichas especies en una región con escasas precipitaciones, fue posible debido al sistema de regadío por acequias y canales que trazan la ciudad, de forma análoga al resto de los asentamientos de la provincia de Mendoza (Prieto et al. 2008).

Descripción de la tormenta severa

La tormenta, cuyos efectos se analizan en el presente trabajo, se inició a las 20:57 h y finalizó a las 21:10 h el día 16 de diciembre de 2021 (obs. pers. Tallei). La misma presentó precipitaciones en forma de agua y granizo, y ráfagas de viento huracanado (obs. pers. Tallei). Según la clasificación de la intensidad de los vientos del Sistema Meteorológico Nacional, la velocidad del viento podría haber superado los 89 km/h (temporal muy fuerte) ya que entre las consecuencias se produjeron daños en edificios y caídas de árboles (Anexo 1). Las precipitaciones fueron de 33.79 mm/día y se registró una temperatura media de 17.7°C (NASA).

Colecta de datos

Mortalidad de aves. Se realizó una parcela de 100 x 100 m en un parche forestal a la mañana siguiente de la tormenta (17 de diciembre de 2021) para registrar individuos muertos de aves (Anexo 2). Se cuantificaron todos los individuos que se encontraron en el suelo y se identificaron a nivel de especie. El parche forestal tenía una superficie total de 1.88 ha, una riqueza de 14 especies arbóreas y una densidad de 92.5 individuos/ha de árboles.

Identificación de parches forestales. Se utilizó una imagen satelital del sensor Sentinel-2, European Space Agency, correspondiente a la fecha del evento meteorológico (diciembre 2021). Se aplicó un índice

espectral denominado índice de clorofila verde (GCI = NIR / GREEN − 1) para identificar los parches forestales. GCI se utiliza para estimar el contenido de clorofila de las hojas, reflejando el estado fisiológico de las plantas y siendo útil para discriminar tipos de vegetación (Sarker et al. 2021). Se realizó una clasificación no supervisada, ya que esta técnica permite definir clases considerando la similitud entre píxeles y calcular la superficie (Paruelo 2014). Se definieron tres tipos de clases o coberturas: parche forestal, espacio verde general, y urbana (infraestructura y área edificada). El suelo ≥ 0.1 ha de cobertura de árboles se clasificó como parche forestal (Wang et al. 2017). El suelo con la combinación de distintos elementos vegetales (i.e., herbáceas, arbustos, y árboles) y suelo desnudo, se clasificó como espacio verde general. En cada parche forestal, se procedió a validar dicha clasificación en el terreno y a cuantificar la abundancia absoluta y composición de las especies arbóreas ≥ 20 cm de DAP (diámetro a la altura del pecho). Las imágenes fueron procesadas utilizando las herramientas del sistema de información geográfica del software Quantum GIS versión 3.16.4 (QGIS Development Team 2021).

Dormideros de aves. Una vez identificados los parches forestales mediante teledetección, se procedió a validarlos como dormideros. Se definió como dormideros comunales a aquellos parches forestales que fueron usados para pernoctar por las especies de aves de interés (i.e., aquellas que fueron registradas muertas por la tormenta: *Patagioenas maculosa*, *Zenaida auriculata*, *Myiopsitta monachus*, *Columbina picui* y *Passer domesticus*), independientemente si eran usados por otras especies de aves, y en los cuales se cuantificó un mínimo de 163 individuos de aves por ha (valor de referencia = valor observado de individuos muertos por la tormenta). Se realizaron cinco revisitas en distintos días (10, 11, 13, 16 y 17) durante el mes de mayo de 2022 a cada parche forestal (visitando el total de parches por día). Los parches fueron recorridos por dos observadores a una velocidad mínima constante a pie, trazando una transecta de longitud variable por 100 m de ancho en el área central de cada parche (Bibby et al. 2000). Se identificaron las especies de aves vistas u oídas, y se registró la abundancia de las especies de interés de este estudio por cada árbol (Ralph et al. 1996). Los muestreos se realizaron entre las 18 y 19:30 h, en coincidencia cuando las aves arriban a los dormideros para pernoctar. En cada revisita, se alteró el orden de recorrido de los parches para evitar sesgos en los horarios de llegada de las aves.

Análisis estadísticos

Se estimó el número y superficie de área (ha) de los parches forestales, y de cada tipo de cobertura. Se utilizó un análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) para analizar diferencias en los parches forestales que eran usados como dormideros de aquellos que no. Las ordenaciones se llevaron a cabo utilizando datos cuantitativos (basados en la abundancia de cada especie de árbol) y el índice de Bray-Curtis. Se aplicó un análisis de similitud (ANOSIM) para evaluar diferencias significativas en la composición y abundancia de árboles entre los parches. Para comparar la diversidad de especies arbóreas, se utilizaron curvas de rarefacción basadas en el número de individuos y la interpolación/extrapolación de los números de Hill (número efectivo de especies; Chao et al. 2014). Éste método, permite analizar una o varias comunidades a partir de la riqueza de especies (q = 0), diversidad de Shannon (q = 1, exponencial de entropía de Shannon) y diversidad de Simpson (q = 2; inversa de la dominancia de Simpson) (Moreno et al. 2017).

Se estimó la proporción de árboles usados por las aves como dormideros y la disponibilidad de los mismos en los parches. Los datos de disponibilidad y uso fueron analizados utilizando el índice de selección de Manly (Wi). Un índice Wi > 1 indica selección a favor de ese recurso, un índice Wi = 1 indica que no hay selección, mientras que un índice Wi < 1 indica evitación o rechazo (Manly et al. 2002). El uso aleatorio o selectivo se evaluó mediante intervalos de confianza del 95%. Debido a que las condiciones de mínima luz al atardecer disminuyen la detectabilidad de las aves generando sesgos en los conteos (Bibby et al. 2000, Esquivel y Peris 2008), se utilizaron datos de presencia/ausencia para evaluar el uso y la selección de los árboles como dormideros a nivel de ensamble de aves.

La estimación de la abundancia de cada especie de ave se expresó como individuos por hectárea (ind/ha). Se extrapoló el número de individuos muertos a la superficie total de los dormideros identificados. Los análisis fueron realizados mediante los paquetes *stats*, *tidyverse*, *vegan*, *iNEXT* y *ggplot2* en el software R versión 4.0.1 (R Development Core Team 2020).

RESULTADOS

Se registraron 163 individuos muertos de cinco especies de aves (Tabla 1). El 83.4% de los individuos afectados correspondieron a Paloma Manchada (*Patagioenas maculosa*), el 8.6% a Torcaza (*Zenaida auriculata*), el 5.5% a Cotorra (*Myiopsitta monachus*), el 1.9% a Torcacita Picuí (*Columbina picui*) y por último el 0.6% a Gorrión (*Passer domesticus*). La mortalidad estimada fue de 628 individuos para el total de los dormideros (3.85 ha) identificados en el área de estudio.

Se identificaron en total 13 parches forestales los cuales representaron el 3.68% de cobertura del área de estudio. La cobertura urbana y la cobertura espacio verde general, representaron el 65.09% y el 31.23% respectivamente. Del total de los parches forestales, siete resultaron dormideros de aves y representaron el 67.81% de la superficie; mientras que seis parches no resultaron dormideros. En los dormideros se registraron en total 996 individuos de las especies de aves de interés para este estudio, de los cuales el 91.06% fueron palomas manchadas, 4.92% torcazas, 2.51% cotorras y 1.51% gorriones.

En cuanto a la vegetación, se registraron en total 595 individuos de 19 especies arbóreas, y la composición y abundancia de los parches entre tipo de uso (dormidero vs no dormidero) fue diferente (Fig. 2; ANOSIM, $R = 0.28$; $P = 0.02$). Los dormideros tuvieron

Tabla 1. Densidad de individuos muertos de aves registrados y estimados a partir de los efectos de una tormenta severa ocurrida en la ciudad de Tulumaya, Mendoza, Argentina.

	Observado (ind/ha)	Estimado (ind/3.85 ha)	Proporción (%)
Aves muertas			
Total	163	628	100
Paloma Manchada	136	524	83.4
Torcaza	14	54	8.6
Cotorra	9	35	5.5
Torcacita Picuí	3	11	1.9
Gorrión	1	4	0.6

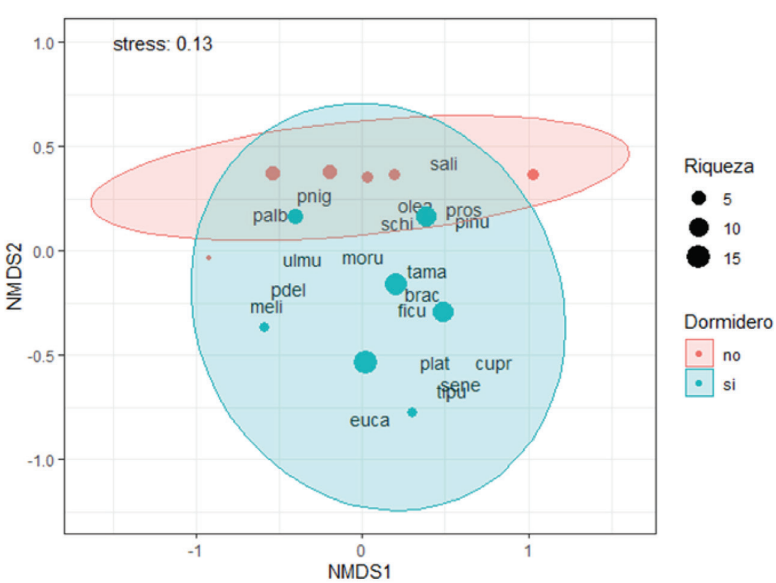


Figura 2. Diagrama de ordenamiento mediante un análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) de la composición y abundancia de especies de árboles de los parches forestales clasificados según si resultaron dormideros de aves o no, en la ciudad de Tulumaya, Mendoza, Argentina. Referencias: euca = *Eucalyptus spp.* (Eucalipto); plat = *Platanus hispanica* (Plátano); pinu = *Pinus spp.* (Pino); palb = *Populus alba* (Álamo blanco); pnig = *Populus nigra* (Álamo negro); sali = *Salix babylonica* (Sauce); schi = *Schinus molle* (Aguaribay); moru = *Morus alba* (Morera); ulmu = *Ulmus spp.* (Olmo); meli = *Melia azedarach* (Paraíso); olea = *Olea europaea* (Olivo); tama = *Tamarix galica* (Tamarindo); pros = *Prosopis spp.* (Algarrobo); cupr = *Cupressus spp.* (Ciprés); ficu = *Ficus carica* (Higuera); brac = *Brachychiton populneus* (Brachichito); tipu = *Tipuana tipu* (Tipa); sene = *Parasenegalia visco* (Acacia); pdel = *Populus deltoides* (Álamo Carolino).

una superficie de 0.52 ± 0.23 ha (media ± EE) y una densidad de árboles de 126.92 ± 29.37 ind/ha. Los parches que no resultaron dormideros tuvieron una superficie de 0.34 ± 0.06 ha y una densidad de árboles de 111.17 ± 27.38 ind/ha. La diversidad de árboles fue mayor en los parches que resultaron dormideros para los índices ^0D = 19 ± 3.57 (IC 19-27) y ^1D = 8.27 ± 0.46 (IC 7.58-9.37), en comparación a ^0D = 10 ± 1.42 (IC 10.2-15.77) y ^1D = 5.18 ± 0.38 (IC 4.63-6.11) de los parches que no lo fueron (Fig. 3).

Diez especies de arboles fueron usadas cómo dormideros (Fig. 4). Las especies que presentaron mayores proporciones de disponibilidad en los parches forestales fueron Eucalipto (*Eucalyptus spp.*), Álamo Blanco (*Populus alba*) y Pino (*Pinus spp.*). Las especies de árboles que fueron seleccionadas como dormideros fueron *Platanus hispanica* (Wi = 3.15 [IC 1.75-9.41]), *Ulmus spp.* (Wi = 3.25 [IC 1.28-8.47]) y *Morus alba* (Wi = 2.95 [IC 1.26-8.13]); mientras que se observó un rechazo por las especies *Schinus molle* (Wi = 0.26 [IC 0.13-0.98]) y Pino (Wi = 0.11 [IC 0-0.35]). Por otra parte, el resto de las especies de árboles usadas no resultaron seleccionadas ni rechazadas (Wi = 1; Fig. 4).

DISCUSIÓN

Este es el primer estudio que evidencia el efecto letal de una tormenta severa sobre especies de aves urbanas en Sudamérica (Marzluff 2017). De acuerdo a nuestros resultados, se registraron cinco especies de aves afectadas, las cuales se caracterizan por estar adaptadas a ambientes urbanos (especies sinantrópicas) y presentan una alta abundancia en ciudades (Leveau 2013a). Se encontró un uso diferencial de los parches forestales y especies de árboles para pernoctar, y esto podría deberse al tamaño del parche y

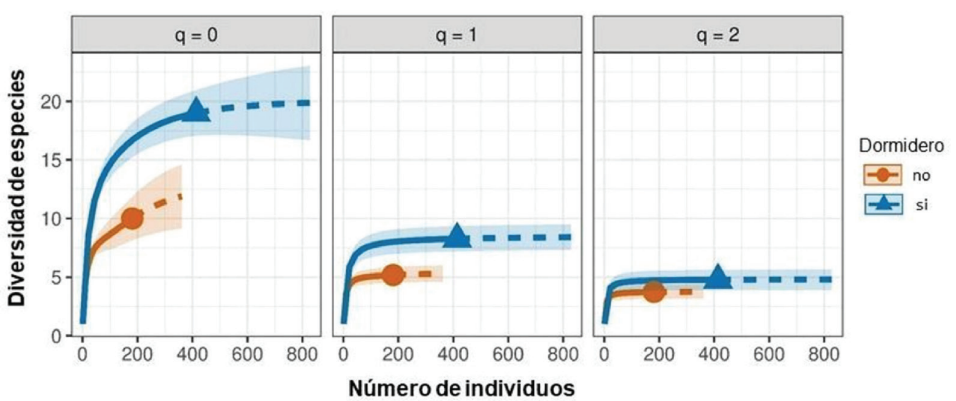


Figura 3. Diversidad de especies de árboles en parches forestales que resultaron dormideros de aves y aquellos que no, en términos de riqueza (q = 0), especies comunes (q = 1) y especies dominantes (q = 2) en la ciudad de Tulumaya, Mendoza, Argentina. Se muestra una porción de la curva de rarefacción interpolada (línea continua), una porción extrapolada (línea discontinua) y los intervalos de confianza al 95%.

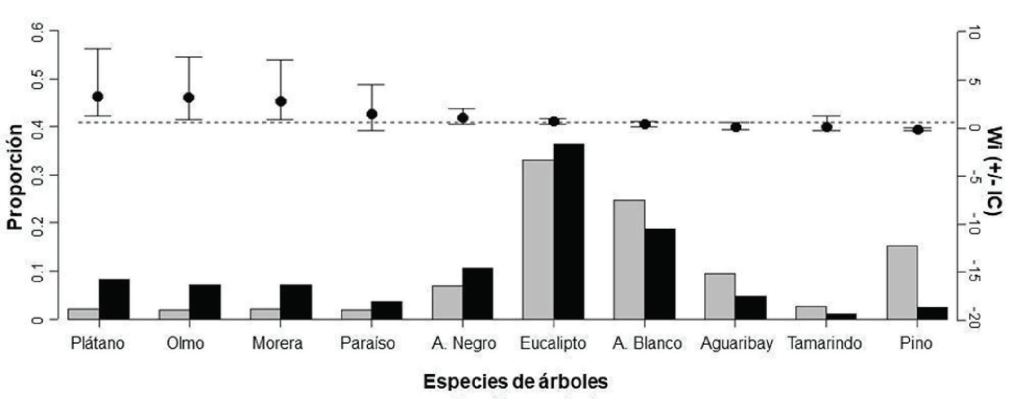


Figura 4. Proporciones de uso y disponibilidad (eje izquierdo) e índice de selección de Manly (Wi; eje derecho) de las especies de árboles usadas como dormideros de aves en la ciudad de Tulumaya, Mendoza, Argentina. Se muestra Wi con un punto y sus intervalos de confianza del 95%. Referencias: Eucalipto = *Eucalyptus spp.*; Plátano = *Platanus hispanica*; Pino = *Pinus spp.*; Álamo blanco = *Populus alba*; Álamo negro = *Populus nigra*; Aguaribay = *Schinus molle*; Morera = *Morus alba*; Olmo = *Ulmus spp.*; Paraíso = *Melia azedarach*; Tamarindo = *Tamarix galica*.

la diversidad de especies arbóreas que presentaron los dormideros (Evans et al. 2009, Chang y Lee 2016). Los eventos de mortandad en masa producidos por las tormentas severas, podrían afectar la dinámica poblacional de ciertas especies de aves que ocupan determinados hábitats en una ciudad (Newton 2007). La cobertura de parches forestales mostró una superficie relativamente baja (Juri y Chani 2005, Leveau 2013b), y esto debería tenerse en cuenta en el manejo y diseño de la configuración espacial del paisaje urbano, para contribuir a la supervivencia de las aves y evitar la pérdida de biodiversidad (Hansen y Urban 1992, Frank y Wissel 1998).

Los parches usados como dormideros resultaron con mayor diversidad de especies arbóreas, y la complejidad estructural y composición de la vegetación son factores determinantes de la ocupación de especies de aves en áreas urbanas (Melles et al. 2003, Fernández-Juricic 2004, Barbosa et al. 2011). Las especies seleccionadas para pernoctar (i.e. Plátano, Olmo, y Morera) son árboles exóticos de gran tamaño con cierta similitud estructural como el desarrollo de una copa amplia irregular en comparación a otras especies como *Pinus spp. o Populus spp.* (Martínez et al. 2013, Martínez et al. 2014, Martínez-Carretero 2022). Las características de esta arquitectura, influye en el número de perchas lo cual favorece una mayor disponibilidad de refugios para las aves (McClanahan y Wolfe 1993, Shiels y Walker 2003). Estos árboles, además, presentan mayor área foliar en comparación a especies de hojas compuestas como los algarrobos y aguaribays, o especies de hojas aciculares como los pinos (Martínez et al. 2014, Martínez-Carretero 2022). Dichos atributos estructurales, podrían brindar mayor protección contra condiciones climáticas adversas (precipitaciones, vientos, etc.) y depredadores como los gatos domésticos (Evans et al. 2009, Girini et al. 2014, Loss et al. 2015).

La Paloma Manchada y la Cotorra han colonizado numerosas ciudades y utilizan los árboles de gran porte para descansar y reproducirse, entre ellos Eucaliptos y Plátanos (Volpe y Aramburú 2011, Rodríguez-Maturino et al. 2018). Por otro lado, el Gorrión usa oquedades para anidar, e incluso de árboles de Plátano, Eucalipto y Olmo, y en zonas donde la disponibilidad de cavidades es limitada, puede ubicar sus nidos en el ramaje de los árboles o en nidos de otras especies de aves como las cotorras (Murgui 2011, Hernández-Brito et al. 2021). Si bien el ensamble de aves no mostró selección hacía el Eucalipto, este árbol fue la especie más abundante y usada para pernoctar. De esta manera, en relación a la cobertura del follaje, podría proporcionar refugios estables durante todo el año para las aves ya que es una especie perenne (Pérez 2004).

Las especies que perecieron por la tormenta, son aves granívoras, omnívoras, y oportunistas, de forma análoga a varias urbes del Neotrópico (Leveau 2013b, Montenegro-Pazmiño 2015). Además, las especies registradas se caracterizan por presentar poblaciones densas y estables en estos ambientes (Juri y Chani 2005). El tamaño poblacional les permitiría una mayor resiliencia y recuperación de la estructura comunitaria ante eventos meteorológicos extremos (Newton 2007). Las palomas podrían tener una alta mortandad debido a su elevada abundancia en la zona y su ecología comportamental (Calamari et al. 2011). Las mismas, suelen perchar en el canopeo de los árboles (obs. pers. Tallei y Benavidez), comportamiento que podría exponerlas al impacto del granizo y arrastre por vientos, en comparación a las aves medianas o pequeñas que se refugian debajo del dosel, a menor altura o en huecos (Fernández-Maldonado et al. 2017). A pesar de que las cotorras tienen mayor protección en sus nidos cerrados, ante vientos intensos los mismos son susceptibles al desprendimiento y caída debido a su gran tamaño y peso (Volpe y Aramburú 2011). Se ha encontrado que la mortalidad de las aves se incrementa en relación a la frecuencia de los eventos de vientos extremos (Louzao et al. 2019).

El menor registro de individuos muertos de especies de aves de menor tamaño como las torcacitas y gorriones, puede deberse a que los cuerpos pequeños resultan más fáciles de remover por animales de las urbes como perros, gatos, comadrejas (*Didelphis albiventris*), y ratas (Loss et al. 2015). Al atardecer, la detectabilidad de las especies de menor tamaño corporal en los dormideros, también puede resultar menor por las condiciones mínimas de luz (Bibby et al. 2000). Estas limitaciones, junto al restringido esfuerzo de muestreo, pueden sesgar las estimaciones de mortalidad de las especies como también del uso de hábitat en este trabajo (Husby 2016). Por otra parte, los dormideros pueden variar estacionalmente en relación a la fenología de la vegetación, al comportamiento de los ensambles de aves, a los hábitos de descanso y a la selección del hábitat que puede diferir entre especies (Pérez 2004, Jirinec et al. 2016, Stanley et al. 2021). Sin embargo, los trabajos que abordan los efectos de los eventos meteorológicos extremos suelen presentar varias limitaciones en el diseño de muestreo, y esto principalmente se encuentra asociado a la baja ocurrencia de los mismos y a las dificultades que

conlleva cuantificar sus efectos en el momento en el que ocurren (Bailey y van de Pol 2016, Ummenhofer y Meehl 2017).

Aunque aún no hay mucho consenso sobre las proyecciones y modelos de los eventos climáticos extremos en Sudamérica (Grimm 2011), los mismos pueden representar un factor significativo de pérdida tanto de individuos como de hábitat para las aves. Como consecuencia del evento del presente estudio, Defensa Civil Mendoza intervino en más de 170 situaciones, entre ellas más de 100 árboles y ramas caídas en la ciudad de Tulumaya. Por otro lado, las poblaciones de numerosas especies de animales pueden ser resistentes al impacto de eventos extremos debido a la baja frecuencia de ocurrencia (Newton 2007). Sin embargo, dado que se proyecta un incremento en la frecuencia y severidad de estos eventos como consecuencia del cambio climático (Parry et al. 2007, Cai et al. 2014), es necesario comprender y caracterizar la respuesta de las poblaciones ante eventos extremos no solo para evaluar los impactos, sino para orientar los planes de mitigación y ordenación de las áreas verdes urbanas (Berget 2006).

Nuestros resultados evidencian que la tormenta afectó a cinco especies de aves urbanas, y en este sentido la supervivencia podría depender de sus rasgos de historias de vida (Dionne et al. 2008, Zuberogoitia et al. 2016) y las características estructurales y de composición que presentan sus hábitats (Evans et al. 2009). Debido a los escasos estudios en el Neotrópico sobre el efecto de las tormentas severas en las aves, identificar los impactos en las especies y sus hábitats podría contribuir a dilucidar los mecanismos que confieren resiliencia a las poblaciones (Ummenhofer y Meehl 2017). Esto es importante para planificar intervenciones sobre los espacios en la gestión del riesgo urbano (Bonier et al. 2007), ya que los espacios verdes no solo favorecen a la biodiversidad, sino que tienen efectos positivos en la salud humana (Chiesura 2004, Mitchell y Popham 2008, Goddard et al. 2017, Wang et al. 2017).

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos por colaborar con el trabajo de campo a Eva Tallei. Este trabajo fue realizado con fondos del Grupo Águila Coronada (Naturalistas de Mendoza). ET y AB son becarios postdoctorales de CONICET.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

BAILEY LD Y VAN DE POL M (2016) Tackling extremes: challenges for ecological and evolutionary research on extreme climatic events. *Journal of Animal Ecology* 85:85-96

BALTER J (2015) *Sustentabilidad de edificios en altura en ciudades-oasis: Características arquitectónicas y ambientales para el caso de la ciudad de Mendoza*. Tesis Doctoral, Universidad Nacional de La Plata, Argentina

BARBOSA MC, DONATELLI RJ Y BATISTA GT (2011) Relation between green spaces and bird community structure in an urban area in Southeast Brazil. *Urban Ecosystems* 15:111-131

BERGET C (2006) Efecto del tamaño y de la cobertura vegetal de parques urbanos en la riqueza y diversidad de la avifauna de Bogotá, Colombia. *Gestión y ambiente* 9:45-60

BIBBY CJ, BURGESS ND, HILL DA Y MUSTOE S (2000) *Bird Census Techniques*. Elsevier, Academic Press, London

BOLUND P Y HUNHAMMAR S (1999) Ecosystem services in urban areas. *Ecological economics* 29:293-301

BONIER F, MARTIN PR Y WINGFIELD JC (2007) Urban birds have broader environmental tolerance. *Biology letters* 3:670-673

CAI W, BORLACE S, LENGAIGNE M, VAN RENSCH P, COLLINS M, VECCHI G, TIMMERMANN A, SANTOSO A, MCPHADEN MJ, WU L, ENGLAND MH, WANG G, GUILYARDI E Y JIN FF (2014) Increasing frequency of extreme El Niño events due to greenhouse warming. *Nature climate change* 4:111-116

CALAMARI NC, DARDANELLI S, Y CANAVELLI SB (2011) Variaciones en la abundancia poblacional de palomas medianas a lo largo del tiempo. *INTA EEA Paraná. Serie Extensión* 64:23-28

CHANG HY Y LEE YF (2016) Effects of area size, heterogeneity, isolation, and disturbances on urban park avifauna in a highly populated tropical city. *Urban ecosystems* 19:257-274

CHAO A, GOTELLI, NJ, HSIEH TC, SANDER EL, MA KH, COLWELL RK, Y ELLISON AM (2014) Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological monographs* 84(1):45-67

CHIESURA A (2004) The role of urban parks for the sustainable city. *Landscape and urban planning* 68:129-138

DAVIS A, MAJOR RE TAYLOR CE (2014) Distribution of tree-hollows and hollow preferences by parrots in an urban landscape. *Emu - Austral Ornithology* 114:295-303

DINSMORE SJ Y FARNSWORTH A (2006) The changing seasons: weatherbirds. *North American Birds* 60:14-26

Dionne M, Maurice C, Gauthier J y Shaffer F (2008) Impact of Hurricane Wilma on migrating birds: the case of the Chimney Swift. *The Wilson Journal of Ornithology* 120:784-792

Esquivel A y Peris S (2008) Influence of time of day, duration and number of counts in point count sampling of birds in an Atlantic Forest of Paraguay. *Ornitología Neotropical* 19:229-242

Evans KL, Newson SE y Gaston KJ (2009) Habitat influences on urban avian assemblages. *Ibis* 151:19-39

Faggi A y Perepelizin P (2006) Riqueza de aves a lo largo de un gradiente de urbanización en la ciudad de Buenos Aires. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales nueva serie* 8:289-297

Fernández-Juricic E (2004) Spatial and temporal analysis of the distribution of forest specialists in an urban-fragmented landscape (Madrid, Spain): implications for local and regional bird conservation. *Landscape and Urban Planning* 69:17-32

Fernández-Maldonado VN, Gorla DE y Borghi CE (2017) Características del paisaje que influyen en la selección de sitios de nidificación de *Columba livia* y *Patagioenas maculosa* en una ciudad de desierto en América del Sur. *El Hornero* 32:257-268

Fey SB, Siepielski AM, Nusslé S, Cervantes-Yoshida K, Hwan J, Huber ER, Fey A y Carlson SM (2015a) Recent shifts in the occurrence, cause, and magnitude of animal mass mortality events. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 112:1083-1088

Fey K, Vuorisalo T, Lehikoinen A Selonen V (2015b) Urbanisation of the wood pigeon (*Columba palumbus*) in Finland. *Landscape and Urban Planning* 134:188-194

Frank K y Wissel C (1998) Spatial aspects of metapopulation survival–from model results to rules of thumb for landscape management. *Landscape ecology* 13:363-379

Girini JM, Palacio FX, del Huerto MDC y Kuzmanich N (2014) Selección de dormideros por el estornino pinto (*Sturnus vulgaris*) en La Plata, Buenos Aires, Argentina. *El Hornero* 29:23-28

Goddard MA, Ikin K y Lerman SB (2017) Ecological and social factors determining the diversity of birds in residential yards and gardens. Pp. 371-397 en: Murgui E y Hedblom M (eds) *Ecology and conservation of birds in urban environments*. Springer, Cham

González-Loyarte MM, Menenti M y Diblasi AM (2009) Mapa bioclimático para las Travesías de Mendoza (Argentina) basado en la fenología foliar. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional de Cuyo* 1:105-122

Griffone N (2019) Plan Municipal de Ordenamiento Territorial. Municipalidad de Lavalle, Mendoza

Grimm AM (2011) Interannual climate variability in South America: impacts on seasonal precipitation, extreme events, and possible effects of climate change. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment* 25: 537-554

Guachamín-Paladines GM (2021) *Influencia de la vegetación, temperatura, humedad relativa y ruido sobre la comunidad de aves en dos parques urbanos: Metropolitano Las Cuadras y Lineal Machángara–tramo 8, Distrito Metropolitano de Quito-Ecuador*. Tesis de Licenciatura, Universidad Central del Ecuador, Ecuador

Hansen AJ y Urban DL (1992) Avian response to landscape pattern: the role of species' life histories. *Landscape Ecology* 7:163-180

Hernández-Brito D, Carrete M, Blanco G, Romero-Vidal P, Senar JC, Mori E, White TH, Luna A y Tella JL (2021) The role of monk parakeets as nest-site facilitators in their native and invaded areas. *Biology* 10: 683

Husby M (2016) Factors affecting road mortality in birds. *Ornis Fennica* 93(4):212-224

Jirinec V, Varian CP, Smith CJ, y Leu M (2016) Mismatch between diurnal home ranges and roosting areas in the Wood Thrush (*Hylocichla mustelina*): Possible role of habitat and breeding stage. *The Auk: Ornithological Advances* 133:1-12

Julliard R, Jiguet F y Couvet D (2004) Evidence for the impact of global warming on the long–term population dynamics of common birds. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 271:S490-S492

Juri MD y Chani JM (2005) Variación en la composición de comunidades de aves a lo largo de un gradiente urbano (Tucumán, Argentina). *Acta Zoológica Lilloana* 49:49-57

Knapp S, Kühn I, Mosbrugger V y Klotz S (2008) Do protected areas in urban and rural landscapes differ in species diversity? *Biodiversity Conservation* 17:1595-1612

Leveau LM (2013a) Bird traits in urban–rural gradients: how many functional groups are there? *Journal of Ornithology* 154:655-662

Leveau LM (2013b) Relaciones aves–hábitat en el sector suburbano de Mar del Plata, Argentina. *Ornitología Neotropical* 24:201-212

Leveau LM y Leveau CM (2004) Comunidades de aves en un gradiente urbano de la ciudad de Mar del Plata, Argentina. *El Hornero* 19:13-21

Loss SR, Will T y Marra PP (2015) Direct mortality of birds from anthropogenic causes. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 46:99-120

Louzao M, Gallagher R, García-Barón I, Chust G, Intxausti I, Albisu J, Brereton T y Fontán A (2019) Threshold

responses in bird mortality driven by extreme wind events. *Ecological Indicators* 99:183-192

LUNIAK M (2004) Synurbization–adaptation of animal wildlife to urban development. Pp 50-55 en: Shaw EE, Harris LK y Larry V (eds) Proceedings 4th international urban wildlife symposium. Tucson: University of Arizona

MANLY B, MCDONALD L, THOMAS D, MCDONALD T Y ERICKSON W (2002) *Resource selection by animals*. Statistical design and Analysis for field studies. Kluwer Academic Publishers, London

MARTIN TE Y MARON JL (2012) Climate impacts on bird and plant communities from altered animal–plant interactions. *Nature Climate Change* 2:195-200

MARTÍNEZ-CARRETERO E (2022) *Árboles del bosque urbano de Mendoza y San Juan*. Primera edición. Inca Editorial, Mendoza

MARTÍNEZ CF, CANTÓN MA Y JUÑENT FAR (2014) Incidencia del déficit hídrico en el crecimiento de árboles de uso urbano en ciudades de zonas áridas. Caso de Mendoza, Argentina. *Interciencia* 39:890-897

MARTÍNEZ CF, CAVAGNARO JB, ROIG JUÑENT FA Y CANTÓN MA (2013) Respuesta al déficit hídrico en el crecimiento de forestales del bosque urbano de Mendoza. Análisis comparativo en árboles jóvenes. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional de Cuyo* 45:47-64

MARZLUFF JM (2017) A decadal review of urban ornithology and a prospectus for the future. *Ibis* 159:1-13

MCCLANAHAN TR Y WOLFE RW (1993) Accelerating forest succession in a fragmented landscape: the role of birds and perches. *Conservation Biology* 7:279-288

MELLES S, GLENN S Y MARTIN K (2003) Urban bird diversity and landscape complexity: species-environment associations along a multiscale habitat gradient. *Conservation Ecology* 7:5

MITCHELL R Y POPHAM F (2008) Effect of exposure to natural environment on health inequalities: an observational population study. *The lancet* 372:1655-1660

MØLLER AP, DIAZ M, FLENSTED-JENSEN E, GRIM T, IBÁÑEZ-ÁLAMO JD, JOKIMÄKI J, RAIVO MÄND R, MARKÓ G Y TRYJANOWSKI P (2012) High urban population density of birds reflects their timing of urbanization. *Oecologia* 170:867-875

MONTENEGRO-PAZMIÑO EC (2015) *Diversidad de aves en áreas verdes de la ciudad de Quito, Ecuador*. Tesis de Licenciatura, Universidad San Francisco de Quito, Ecuador

MORENO CE, CALDERÓN-PATRÓN JM, ARROYO-RODRÍGUEZ V, BARRAGÁN F, ESCOBAR F, GÓMEZ-ORTIZ Y, MARTÍN-REGALADO N, MARTÍNEZ-FALCÓN AP, MARTÍNEZ-MORALES MA, MENDOZA E, ORTEGA-MARTÍNEZ IJ, PÉREZ-HERNÁNDEZ CX, PINEDA E, PINEDA-LÓPEZ R, LUCERO RIOS-DÍAZ C, RODRÍGUEZ P, ROSAS F, SCHONDUBE JE ZURIA I (2017) Measuring biodiversity in the Anthropocene: a simple guide to helpful methods. *Biodiversity and Conservation* 26:2993-2998

MORENO J Y MØLLER AP (2011) Extreme climatic events in relation to global change and their impact on life histories. *Current Zoology* 57:375-389

MURGUI E (2011) Gorrión común -*Passer domesticus*. En: Salvador A y Morales MB (eds) *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid

NEWTON I (1998) *Population limitation in birds*. Academic press, London

NEWTON I (2007) Weather-related mass-mortality events in migrants. *Ibis* 149:453-467

NIELSEN AB, VAN DEN BOSCH M, MARUTHAVEERAN S Y VAN DEN BOSCH CK (2014) Species richness in urban parks and its drivers: A review of empirical evidence. *Urban ecosystems* 17:305-327

NIEMELÄ J (1999) Ecology and urban planning. *Biodiversity and Conservation* 8:119-131

NORTE F (2000) Mapa climático de Mendoza. Pp. 25-27 en: Abraham ME y Rodríguez-Martínez F (eds.). *Argentina. Recursos y Problemas Ambientales de la Zona Árida. Primera Parte. Provincias de Mendoza, San Juan y La Rioja*. Vol.I-II. PAN/SDSyPA-INTA-GTZ, IADIZA, Universidad de Granada. Mendoza, Argentina

OLIVER AJ, HONG-WA C, DEVONSHIRE J, OLEA KR, RIVAS GF Y GAHL MK (2011) Avifauna richness enhanced in large, isolated urban parks. *Landscape and Urban Planning* 102:215-225

OYARZABAL M, CLAVIJO JR, OAKLEY LJ, BIGANZOLI F, TOGNETTI PM, BARBERIS IM, MATURO HM, ARAGÓN R, CAMPANELLO PI, PRADO D, OESTERHELD M Y LEÓN RJC (2018) Unidades de vegetación de la Argentina. *Ecología Austral* 28:40-63

PARRY ML, CANZIANI O, PALUTIKOF J, VAN DER LINDEN P Y HANSON C (2007) Climate change 2007-impacts, adaptation and vulnerability: working group II contribution to the fourth assessment report of the IPCC. Volume 4. Cambridge University Press, United Kingdom

PARUELO (2014) Clasificación de datos espectrales. Pp. 161-185 en: Di Bella CM, Paruelo J y Milkovic M (eds) *Percepción remota y sistemas de información geográfica. Sus aplicaciones en Agronomía y Ciencias Ambientales*. Ediciones Hemisferio Sur, Buenos Aires

PÉREZ MR (2004) *Comportamiento del loro barranquero (Cyanoliseus patagonus) al dirigirse al dormidero comunal urbano, en la ciudad de Bahía Blanca*. Tesina de

grado Licenciatura en Biología, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca

Pineda-López R, Malagamba A, Arce I y Ojeda JA (2013) Detección de aves exóticas en parques urbanos del centro de México. *Huitzil* 14:56-67

Prieto M, Abraham E y Dussel P (2008) Transformaciones de un ecosistema palustre. La Gran Ciénaga del Bermejo, Mendoza, SIGLOS XVIII Y XIX. *Multequina* 17:147-164

Prieto-Gonzales R, Avendaño García A y Matías Ramírez ML (2014) Tormentas severas (URL: http://www.cenapred.gob.mx/es/Publicaciones/archivos/189-FASCCULOTORMENTASSEVERAS.PDF)

QGIS Development Team (2021) QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project (URL: http://qgis.osgeo.org)

R Development Core Team (2020) R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria

Ralph CJ, Geupel GR, Pyle P, Martin TE, DeSante DF y Milá B (1996) *Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres.* General Technical Report PSW-GTR-159. Pacific Southwest Research Station, United State Department of Agriculture, Albany, California, USA

Rodríguez-Maturino JA, Fernández-García JA, Viggers Carrasco MG, Gómez-Espinoza A, Ríos-Gurrola MG, Arenivas-Villa DE y Guerrero-Guerrero EA (2018) Distribución de la cotorra argentina (*Myiopsitta monachus*) en la ciudad de Durango, México. *Acta Zoológica Mexicana* 34:e341251

Sarker MNU, Ulfat F, Siddique MZA y Farah T (2021) Unsupervised Learning-based Vegetation change detection with Landsat 8 data. Pp. 368-372 en: 2021 International Conference on Artificial Intelligence and Smart Systems (ICAIS). IEEE

Sæther BE y Bakke Ø (2000) Avian life history variation and contribution of demographic traits to the population growth rate. *Ecology* 81:642-653

Shiels AB y Walker LR (2003) Bird perches increase forest seeds on Puerto Rican landslides. *Restoration Ecology* 11:457-465

Sovrano LV (2017) Riqueza de aves en el parque ecológico municipal José Gazzano (Paraná, Entre Ríos, Argentina). *FABICIB* 20:123-132

Stanley CQ, Dudash MR, Ryder TB, Shriver WG, Serno K, Adalsteinsson S y Marra PP (2021) Seasonal variation in habitat selection for a Neotropical migratory songbird using high-resolution GPS tracking. *Ecosphere* 12:e03421

Strohbach MW, Lerman SB y Warren PS (2013) Are small greening areas enhancing bird diversity? Insights from community-driven greening projects in Boston. *Landscape and Urban Planning* 114:69-79

Sulaiman S, Mohamed NH y Idilfriti S (2013) Contribution of vegetation in urban parks as habitat for selective bird community. *Procedia-Social and Behavioral Sciences* 85:267-281

Tavares DC, Moura JF, Merico A y Siciliano S (2020) Mortality of seabirds migrating across the tropical Atlantic in relation to oceanographic processes. *Animal Conservation* 23:307-319

Ummenhofer C y Meehl GA (2017) Extreme weather and climate events with ecological relevance: A review. *Philosophical Transactions of the Royal Society, B: Biological Sciences* 372:20160135

Van De Pol M, Ens BJ, Heg D, Brouwer L, Krol J, Maier M, Exol KM, Oosterbeek O, Lok T, Eisinng CM y Koffijberg K (2010) Do changes in the frequency, magnitude and timing of extreme climatic events threaten the population viability of coastal birds? *Journal of Applied Ecology* 47:720-730

Volpe NL y Aramburú RM (2011) Preferencias de nidificación de la cotorra Argentina (*Myiopsitta monachus*) en un área urbana de Argentina. *Ornitología Neotropical* 22:111-119

Wang J, Liu H, Wu Z y Li Y (2017) Landscape pattern analysis of the urban forest and green network structure in the Pudong district of Shanghai, China. *Revista Chapingo serie ciencias forestales y del ambiente* 23:457-473

Yang D, Yang A, Yang J, Xu R y Qiu H (2021) Unprecedented migratory bird die-off: A citizen-based analysis on the spatiotemporal patterns of mass mortality events in the western United States. *GeoHealth* 5:e2021GH000395

Zuberogoitia I, Zabala J, Etxezarreta J, Crespo A, Burgos G y Arizaga J (2016) Assessing the impact of extreme adverse weather on the biological traits of a European storm petrel colony. *Population Ecology* 58:303-313

APENDICE

Anexo 1. Impactos de la tormenta severa (diciembre 2021) sobre la infraestructura y vegetación de la ciudad de Tulumaya, Mendoza, Argentina.

Anexo 2. Individuos muertos de aves por el impacto de la tormenta severa (diciembre 2021) en la ciudad de Tulumaya, Mendoza, Argentina. En las imágenes se observan las siguientes especies: *Patagioenas maculosa* (superior e inferior, izquierda y derecha), *Zenaida auriculata* (superior medio) y *Myiopsitta monachus* (inferior izquierdo y medio).

ECOLOGÍA URBANA DEL TUCÁN GRANDE (*RAMPHASTOS TOCO*) EN JUJUY: RESULTADOS PRELIMINARES DE UN PROYECTO DE CIENCIA CIUDADANA

Román A. Ruggera[1,2*], Agustina Yapura[2], Natalia Chocobar[2], Noelia González Baffa-Trasci[1], Sol A. Caldano[2], Alejandro A. Schaaf[1]

[1] Instituto de Ecorregiones Andinas (CONICET-UNJu), Canónigo Gorriti 237 (Y4600), San Salvador de Jujuy, Jujuy, Argentina
[2] Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Jujuy, Alberdi 47 (Y4600), San Salvador de Jujuy, Jujuy, Argentina
*raruggera@fca.unju.edu.ar

Resumen.- La combinación de datos de ciencia básica realizada por científicos y de ciencia ciudadana realizada por personas voluntarias, es una herramienta cada vez más relevante como actividad de educación ambiental y por su aporte a la ecología urbana. Presentamos los avances del proyecto "Tucanes en mi Jujuy", el cual se vale de ambos tipos de datos para estudiar la ecología urbana del Tucán Grande (*Ramphastos toco*) en San Salvador de Jujuy (SSJ). A pesar de distribuirse ampliamente por Sudamérica, de su carisma y fácil identificación, se sabe relativamente poco de este tucán, el cual frecuenta áreas semiabiertas, periurbanas y urbanas, más que bosques primarios. En SSJ, los ciudadanos registraron 1287 tucanes en 446 reportes en 25 barrios, mientras que los investigadores observaron 98 tucanes en 35 avistajes, en 15 de 44 celdas en las que se dividió a la ciudad. La presencia de tucanes fue altamente estacional, con el ~80% de los individuos registrados en otoño e invierno; también fue heterogénea su presencia en el espacio, siendo el noroeste de SSJ donde mayor cantidad de registros hubo. 'Frutos' fue el alimento más reportado (81%); 13 de las 20 especies consumidas fueron exóticas. Reportamos los primeros registros de nidificación de Tucán Grande en un ambiente urbano, uno de ellos exitoso en la producción de tres volantones. Los resultados de este proyecto refuerzan lo beneficioso que es involucrar a la ciudadanía en el proceso científico de temas que abordan la mitigación del impacto de la urbanización sobre el ambiente y su biodiversidad.

Palabras clave: *ciencia ciudadana, dieta urbana, frugivoría, nidificantes de cavidades, tucán, urbanización.*

Abstract.- URBAN ECOLOGY OF THE TOCO TOUCAN (*RAMPHASTOS TOCO*) IN JUJUY: PRELIMINARY RESULTS OF A CITIZEN SCIENCE PROJECT. The combination of basic science data from scientists and citizen science data from volunteers is an increasingly relevant tool for environmental education and for its contribution to urban ecology. We present the progress of the project 'Tucanes en mi Jujuy', which uses both types of data to study the urban ecology of the Toco Toucan (*Ramphastos toco*) in San Salvador de Jujuy (SSJ). Despite its wide distribution throughout South America, its charisma and easy identification, relatively little is known about this toucan, which inhabit more semi-open, peri-urban and urban areas than in primary forests. In SSJ, citizens recorded 1287 toucans in 446 reports from 25 neighborhoods, while researchers observed 98 toucans in 35 sightings in 15 of the 44 cells into which the city was divided. The presence of toucans was highly seasonal, with ~80% of individuals recorded in autumn and winter. Their presence was also heterogeneous in space, with the northwest of SSJ having the highest number of records. 'Fruit' was the most reported food (81%); 13 of the 20 fruit species consumed were exotic. We reported the first records of the Toco Toucan nesting in an urban environment, one of them successful in the production of three fledglings. The results of this project show how beneficial it is to involve citizens in the scientific process of issues that address the mitigation of the impact of urbanization on the environment and its biodiversity.

Keywords: *cavity-nesters, citizen science, frugivory, toucan, urban diet, urbanization.*

Recibido: 19 de julio de 2022; Aceptado: 30 de noviembre de 2022.

El emplazamiento de ciudades implica cambios estructurales masivos en el hábitat, con consecuencias disímiles en la supervivencia y reproducción de diferentes grupos de organismos, y por ende, en el funcionamiento del ecosistema (Shochat et al. 2006, Seto et al. 2012). Estas consecuencias suelen ser, por lo general, negativas en aquellos grupos con requerimientos más específicos, mientras que pueden ofrecer un mayor abanico de posibilidades para aquellos de hábitos y necesidades más generalistas (McKinney 2006, Cooper et al. 2022). En cualquier caso, la implementación en las ciudades de diferentes estrategias para la conservación de la biodiversidad de la región, puede mitigar los efectos negativos generales de la urbanización (Grimm et al. 2008, Rodrigues et al. 2018).

Esas estrategias no solo suponen estudios específicos sobre especies en peligro por profesionales de la biología y carreras afines, que puedan obtener datos de ciencia básica de esas especies en los nuevos ámbitos urbanos. Una modalidad afortunadamente cada vez más frecuente es la ciencia ciudadana, en la que toda la ciudadanía puede ser partícipe de esa generación de datos (Chandler et al. 2017, de Sherbinin et al. 2021), lo cual suele generar resultados complementarios a los producidos por la ciencia básica (Pernat et al. 2021). Se denomina ciencia ciudadana a la "participación intencionada, a título no profesional (como voluntarios), de personas en el proceso científico, que involucra la recolección, análisis y/o interpretación de los datos" (Pocock et al. 2015). Esta modalidad tiene un doble beneficio. Por un lado, se genera un volumen de datos grande, en un periodo de tiempo relativamente corto, y con un esfuerzo de muestreo individual bajo (Aplin et al. 2020, Andreani et al. 2022). Por otro lado, el involucramiento de la ciudadanía en la generación de datos permite al mismo tiempo fomentar una conciencia colectiva en la conservación de la biodiversidad, incluyendo la urbana, y sus ambientes (Peter et al. 2019). Esto tiene enorme relevancia para la implementación de políticas y acciones concretas y efectivas que mitiguen los efectos negativos del Antropoceno en la biodiversidad y los servicios ecosistémicos (IPBES 2019, Dayer et al. 2020, WWF 2020).

Una estrategia en proyectos de ciencia ciudadana, es utilizar como objetos de estudio a especies emblemáticas, carismáticas y/o de fácil identificación en las ciudades (Norman et al. 2017, Andreani et al. 2022, Koch et al. 2022). El Tucán Grande (*Ramphastos toco*), por ejemplo, es un candidato ideal para este tipo de proyectos, ya que la generación de conocimientos específicos de su ecología urbana, puede servir también para abordar problemáticas más generales como la dispersión de semillas exóticas hacia ambientes nativos periurbanos (Horta et al. 2018), la incidencia del mascotismo ilegal como práctica social (Regueira y Bernard 2012, Barbarán 2017, Bertonatti 2017), el planeamiento urbano ecológicamente sustentable (Horta et al. 2018) y la educación ambiental como generadora de una conciencia colectiva de conservación de la biodiversidad. A pesar de este potencial, los estudios sobre hábitos urbanos del Tucán Grande a lo largo de su amplio rango de distribución en Sudamérica son escasos, provenientes solamente de Brasil (dos Santos y Ragusa-Netto 2013, Horta et al. 2018, Silva 2019).

"Tucanes en mi Jujuy" es un proyecto surgido en San Salvador de Jujuy (SSJ), en mayo de 2021, que combina ciencia básica, ciencia ciudadana y educación ambiental. En los últimos años, los avistamientos del Tucán Grande en SSJ han sido recurrentes, y ya es considerada una de las especies más conspicuas de su fauna urbana. Esta creciente presencia del tucán en SSJ no ha sido comprobada empíricamente, pero sí se ha advertido un aumento en los reportes de maltrato con hondas, muertes por colisiones en ventanales, electrocuciones, y principalmente su cacería para ser traficado ilegalmente como mascotas. Por estos motivos, el Concejo Deliberante de SSJ declaró en octubre de 2019 de "Interés Municipal" su protección y preservación (Ordenanza Nº 7337/2019), y la Legislatura de la provincia de Jujuy lo declaró "Monumento Natural Provincial" en 2020 (Ley N°6195). En dicha ordenanza se estipula la creación de un programa para la protección y concientización respecto de la especie en la ciudad. En este marco surge el proyecto, fruto de un convenio entre el Departamento de Promoción Ambiental de la Municipalidad de San Salvador de Jujuy y el CCT Salta-Jujuy (CONICET).

El objetivo general que persigue "Tucanes en mi Jujuy" es conocer la ecología urbana del Tucán Grande e involucrar a la sociedad en la generación de ese conocimiento, con la intención de que estos logros aporten a una planificación urbana que contemple la conservación de la biodiversidad, y a una concientización ciudadana acerca de la importancia de preservar la flora y fauna urbanas. En este artículo reportamos los avances del proyecto en relación con el conocimiento de la ecología urbana del Tucán Grande, luego de un año de ejecución, entre mayo de 2021 y mayo de 2022. Específicamente nos propusimos: I) describir la variación espacial y temporal (estacional) en la presencia del Tucán Grande dentro del ejido urbano de SSJ; II) estudiar la composición de su dieta urbana, haciendo énfasis en la frugivoría; III) evaluar la existencia de comportamientos reproductivos en la ciudad, y describir las características del micrositio de nidificación, éxito reproductivo y causas del fracaso de la nidificación; IV) describir la existencia y contextos de otros comportamientos intra (i.e. entre individuos de tucanes) e interespecíficos (i.e. de tucanes con otras especies de aves). Para estos propósitos, utilizamos datos generados mediante ciencia ciudadana y mediante muestreos sistemáticos a campo, en algunos casos combinados, y en otros comparados.

MÉTODOS

Área de estudio

El proyecto se desarrolla en la ciudad de San Salvador de Jujuy (SSJ), situada en un valle dentro de los bosques andinos subtropicales conocidos como Yungas, uno de los dos focos de biodiversidad más importantes de Argentina. SSJ abarca una superficie de 1900 ha, con una altitud de ~1250 msnm. La población se estima en unos 308 000 habitantes. El clima es subtropical, con temperaturas medias anuales entre 5.5°C y 30°C; las precipitaciones son estacionales, con una media anual de 780 mm, los cuales se concentran entre noviembre y marzo. La ciudad está atravesada de oeste a este por dos ríos, Grande y Xibi-Xibi, entre los que se desarrollan los principales centros comerciales y administrativos. Al norte y al sur se sitúan barrios principalmente residenciales con edificios en su mayoría bajos. Las áreas protegidas municipales suman 35 ha (Malizia et al. 2021). Una de estas áreas, el Parque Botánico "Barón Carlos María Schuel", se encuentra en la periferia norte e incluye un parche de vegetación nativa de Yungas en buen estado y con una implementación efectiva de estrategias para su conservación. La otra zona urbana protegida es un bosque de ribera a lo largo del río Xibi-Xibi, que se ha convertido recientemente en un "parque urbano" para actividades recreativas. Además, SSJ cuenta con numerosas pequeñas zonas verdes, plazas y extensos jardines, especialmente en la zona norte. Tanto la ciudad como sus alrededores están incluidos en la Reserva de Biosfera de las Yungas (UNESCO) (Malizia et al. 2021).

Especie de estudio

El Tucán Grande (*Ramphastos toco*; O. Piciformes) es un ave nativa de Sudamérica, con amplia distribución en Bolivia, Paraguay, Brasil y Argentina. En Argentina, se encuentra en Jujuy, Salta, y Tucumán, con una mayor abundancia en elevaciones intermedias y bajas de las Yungas Australes (i.e. Selva Montana y Pedemontana, hasta 1750 msnm), e ingresando esporádicamente en áreas de transición con el Chaco seco. También ocurre en la selva Atlántica de Misiones y Corrientes, y en el chaco húmedo del este de las provincias del Chaco y Formosa (Short y Horne 2002, Ortiz et al. 2011, Blendinger 2012, eBird 2021). Es la única especie de tucán que no es abundante en selvas y bosques primarios, sino que frecuenta más los bordes de bosques y selvas en galería, parches de bosque en sabanas y áreas abiertas, rurales, y suburbanas (Short y Horne 2002, Di Giacomo 2005). También se lo encuentra en áreas urbanas que tienen muchas áreas verdes (Short y Horne 2002, dos Santos y Ragusa-Netto 2013, Horta et al. 2018). Es la especie más grande de tucán: mide entre 55 y 61 cm de largo y pesa entre 500 y 860 g (Short y Horne 2002). Como en las otras especies de tucanes, su principal atractivo es la coloración y gran tamaño del pico, el cual puede alcanzar 1/3 de su longitud total (~20 cm) (Short y Horne 2002). Se alimenta principalmente de frutos, completando su dieta con artrópodos, anfibios, reptiles, y huevos y pichones de otras aves (Short y Horne 2002, Ragusa-Netto 2006, Bodrati y Salvador 2015, Moresco 2019, Silva 2019). En áreas urbanas de Brasil, los pocos estudios sobre la dieta del Tucán Grande (dos Santos y Ragusa-Netto 2013, Silva 2019) ratificaron que también en estos ambientes se alimenta principalmente de frutos carnosos, con una leve preponderancia de especies de plantas exóticas sobre las nativas disponibles (dos Santos y Ragusa-Netto 2013). Se los puede ver en grupos, como la mayoría de las especies de tucanes (Short y Horne 2002), de hasta 20 individuos (Di Giacomo 2005). Sin embargo, no hay estudios específicos sobre el nivel y variación temporal del gregarismo en el Tucán Grande. Nidifican durante la primavera y el verano australes (octubre a febrero), en cavidades de árboles previamente formadas por degradación de la madera producida por hongos y otros microorganismos, o por excavación de pájaros carpinteros de gran tamaño (e.g. del género *Campephilus*) (Short y Horne 2002, Di Giacomo 2005). Colocan entre 2 y 4 huevos blancos, que incuban ambos miembros de la pareja durante 17-18 días; los pichones son cuidados y alimentados dentro de la cavidad por 43-52 días (Short y Horne 2002, Di Giacomo 2005, de la Peña 2019). La reutilización de cavidades no ha sido reportada, y tampoco se sabe mucho del tamaño y características de sus territorios. No hay, a la fecha, reportes ni menciones de nidificación en ambientes urbanos.

El hecho de que el rango de distribución del Tucán Grande sea amplio, que no necesite obligatoriamente de bosques o selvas primarios, que registre una abundante presencia en áreas protegidas a lo largo de su distribución, y que tolere y se reproduzca en áreas abiertas forestadas, hace que su estado de conservación sea clasificado como de Preocupación Menor (BirdLife International 2017). Sin embargo, como es frecuentemente capturado y vendido ilegalmente como mascota, se lo incluye en el Apéndice II de CITES. Precisamente, en el noroeste argentino los pobladores locales lo perciben como una de las aves

más "usadas", no solo para el comercio, sino también como alimento o cazadas por considerarlas perjudiciales para sus sembrados (Barbarán 2017). De 2016 a 2021, el Centro de Atención de la Fauna Autóctona de Jujuy (CAFAJu, Ministerio de Ambiente y Cambio Climático de Jujuy), recibió 31 tucanes de diferentes localidades jujeñas, de los cuales solo 5 pudieron ser devueltos a su ambiente. Además, en el Parque Nacional El Rey (Salta) e Iguazú (Misiones) es considerada una Especie de Vertebrado de Valor Especial por el Sistema de Información de Biodiversidad (APN 2021). Más allá de estas preocupaciones, percepciones y categorizaciones, no existen estudios detallados o proyectos de conservación acerca de la incidencia de su comercialización ilegal ni de otras amenazas sobre su estado poblacional (Regueira y Bernard 2012, Bertonatti 2017).

Trabajo de campo

Para entender la variación estacional y espacial en la abundancia de tucanes, así como la dieta en áreas urbanas, colectamos datos provenientes de dos fuentes: ciencia ciudadana y muestreos sistemáticos. Los datos de ciencia ciudadana se originan en la participación de los habitantes de SSJ a través del llenado de un formulario de Google, el cual se mantuvo como una publicación fija desde mayo de 2021 en el encabezado de las redes sociales del proyecto (Facebook e Instagram: @tucanesenmijujuy). En ese formulario, los ciudadanos reportaron la presencia de tucanes en SSJ, proveyendo información de fecha y hora de la observación, ubicación/barrio (Material Suplementario 1), número de individuos, edad (i.e. juveniles o adultos), y comportamiento: 1) alimentación, preferentemente incluyendo la especie y el ítem consumido: frutos, flores, insectos, huevos/pichones de otras aves, otros; 2) nidificación; 3) persecución, en los casos en los que los tucanes fueron vistos siendo perseguidos por otras aves, pero no se ve que lleve nada en el pico; 4) interacciones sociales entre tucanes, como acicalamiento, picotazos, entre otros comportamientos. Para facilitar la identificación de individuos juveniles y adultos se colocaron fotografías en el formulario de Google. La identificación de las plantas cuyos frutos fueron consumidos, y sus estatus de especies exóticas o nativas de la región NOA, sigue a Grau et al. (2016). A los efectos de este artículo se incluyen reportes recibidos desde el lanzamiento del proyecto el 1° de mayo de 2021 hasta el 31 de mayo de 2022. La difusión del proyecto y de la mecánica de participación a través del llenado del formulario se realizó a través de entrevistas en medios audiovisuales locales y provinciales, por ejemplo entrevistas radiales y televisivas, y de eventos en vivo transmitidos por plataformas de internet; al mismo tiempo, participamos en ferias ambientales y científicas, generalmente desarrolladas en puntos de la ciudad con alta concurrencia de ciudadanos. De esta manera, se buscó alcanzar un público general sin restricciones.

Para la realización de los muestreos sistemáticos, se dividió el mapa de SSJ en una grilla de 44 celdas de 300 x 300 m cada una (Fig. 1), siguiendo un diseño de muestreo similar al utilizado para analizar la avifauna de otra ciudad del noroeste argentino (Haedo

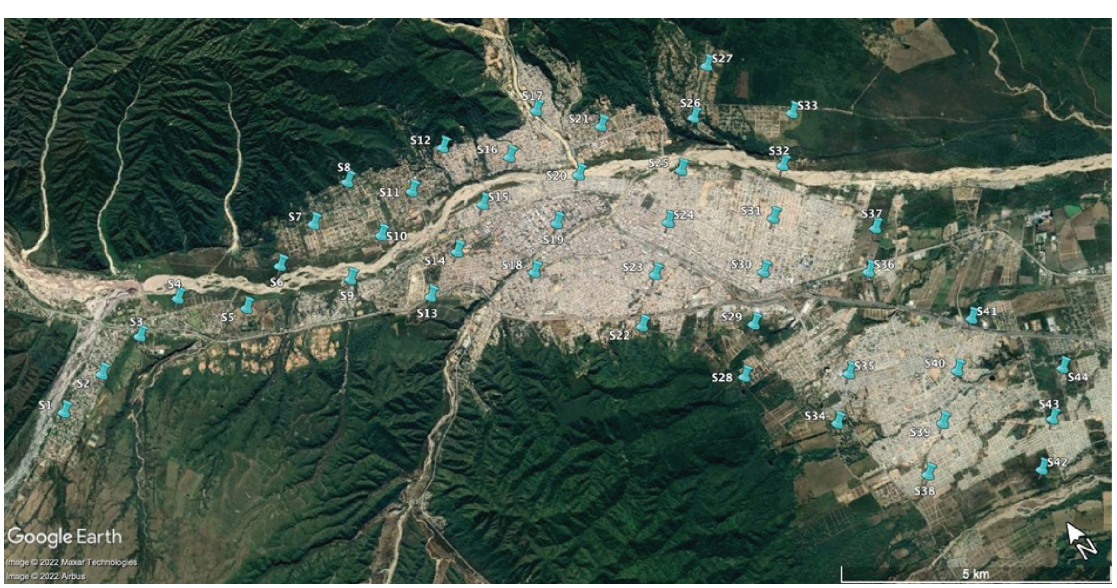


Figura 1. Mapa de San Salvador de Jujuy (Jujuy, Argentina), con los 44 sitios de muestreo, correspondientes al centro de cada celda de 300 x 300 m, de la grilla con la que se dividió el área urbanizada de la ciudad.

2015). En cada muestreo participaron cuatro personas, cada uno realizando los conteos en celdas diferentes, de manera independiente. Para aumentar las probabilidades de detección, en cada celda se establecieron dos puntos de conteo, separados entre sí, y con puntos de celdas adyacentes, por al menos 200 m. Esta distancia se determinó en base a muestreos preliminares en el área urbana de estudio y a bibliografía (Marsden 1999, Ragusa-Netto 2008). El tamaño corporal mediano de los tucanes, el colorido de sus picos, la alta sonoridad de su canto, y el ruido de sus aleteos, permiten detectarlos a ~100 m de un observador (Ragusa-Netto 2008). En cada punto de conteo se censó la abundancia de individuos de Tucán Grande con la ayuda de binoculares, y se describieron los mismos comportamientos detallados anteriormente (para el formulario de Google) durante 10 min. Ambos puntos de conteo de una misma celda fueron realizados el mismo día y por el mismo observador, quien luego de concluir el primer punto se trasladó al otro. Considerando el tiempo que insumió el conteo y el que fue necesario para el traslado entre puntos, cada observador fue capaz de censar la presencia de tucanes en un máximo de tres celdas (i.e. seis puntos de conteo) en un día. Debido a la baja frecuencia con la que los tucanes bajan al suelo (Short y Horne 2002), y a que se alimentan principalmente de frutos en la copa de árboles (Ragusa-Netto 2006, 2008, dos Santos y Ragusa-Netto 2013), asumimos que la pérdida de datos por tucanes no avistados por estar dentro de propiedades privadas a baja altura, ha sido insignificante.

Los muestreos se realizaron entre el amanecer y las 2.5 h posteriores. Este rango horario implica que parte de los muestreos se realizaron durante el alto tránsito vehicular y peatonal que supone el comienzo de la jornada en establecimientos escolares y laborales. Las observaciones de todas las celdas se realizaron en una ventana temporal de hasta 12 días. Se realizaron dos muestreos por estación del año, uno al principio y otro al final de la estación correspondiente: invierno temprano (1-13 de julio de 2021); invierno tardío (8-20 de agosto de 2021); primavera temprana (5-17 de octubre de 2021); primavera tardía (16-28 de noviembre de 2021); verano temprano (7-19 de enero de 2022); verano tardío (15-27 de febrero de 2022); otoño temprano (4-16 de abril de 2022); otoño tardío (17-29 de mayo de 2022).

Para el monitoreo del interior de cavidades de árboles señaladas como potenciales nidos, ya sea por reportes de ciudadanos u observadas por el grupo de trabajo durante muestreos sistemáticos, utilizamos un palo telescópico, cuya extensión máxima es de 15 m. En su ápice colocamos una cámara inalámbrica, cuya señal es transmitida a un visor. En el caso de confirmar que se trataba de un nido de Tucán Grande, tomamos las siguientes características del árbol nido: especie, altura del árbol, diámetro a la altura del pecho (DAP), altura, medidas y orientación del hueco de entrada, profundidad de la cavidad (i.e. distancia entre el hueco de entrada y la base), y origen de la cavidad (i.e. si fue excavado por algún pájaro carpintero o generado por la descomposición de la madera realizada por hongos, insectos y microorganismos).

Análisis estadísticos

Para evitar perder independencia en los registros, y en el caso de que se hayan registrado tucanes en ambos puntos de conteo de una sola celda, solo se consideró el registro con mayor cantidad de individuos, o el registro de solo uno de los puntos de conteo en el caso que haya habido la misma cantidad de individuos. Estos registros en ambos puntos de una misma celda ocurrieron en 4 de las 38 celdas en las que se detectaron tucanes a lo largo del periodo reportado. Para evaluar la variación estacional en el número de individuos por avistaje, se realizó un Test de Kruskal-Wallis, debido a la falta de normalidad de esa variable, y luego de comprobar la homocedasticidad entre muestras mediante un test de Levene ($gl = 3$; $F = 0.751$; $P = 0.522$). Para este análisis se combinaron los datos de ciencia ciudadana y muestreos sistemáticos, categorizándolos en las cuatros estaciones del año: otoño, invierno, primavera y verano. Comparaciones post-hoc se realizaron con pruebas de Mann-Whitney entre los avistajes de cada par de estaciones del año, con una corrección de Holm. En todos los casos, el nivel de significancia estadística fue de 0.05. Los análisis y sus gráficos resultantes fueron realizados usando los paquetes 'car' (Fox y Weisberg 2019), 'ggplot2' (Wickham 2016) y 'stats' del software R (R Development Core Team 2022).

RESULTADOS

Luego de 13 meses de ejecución, el proyecto ha empezado a instalarse y darse a conocer localmente a través de la participación en dos ferias ambientales, ocho entrevistas en diferentes medios de comunicación locales (radio, TV y medios virtuales), un simposio provincial y 22 charlas en 17 establecimientos educativos, tanto de nivel primario como secundario.

Esta difusión del proyecto ha fomentado una participación ciudadana considerable, que se puede ver reflejada en el reporte de 446 avistajes de tucanes en 203 días de los 395 transcurridos en ese periodo, realizados por 155 ciudadanos diferentes, en 25 de los 38 barrios de la ciudad (Material Suplementario 1).

Variación estacional en la abundancia del Tucán Grande

El Tucán Grande mostró una marcada variación en cuanto a su abundancia en el área urbana de SSJ, como lo muestran tanto los datos de ciencia ciudadana (n = 1287 individuos registrados en 446 avistajes), como los recopilados en los muestreos sistemáticos (n = 98 individuos registrados en 35 avistajes). En ambos casos, se observó una mayor presencia de tucanes (i.e. tanto en su abundancia como en la cantidad de avistajes) durante el otoño e invierno, a partir de cuando su presencia empezó a disminuir marcadamente, llegando a un mínimo en el número de avistajes e individuos entre el fin de la primavera y el comienzo del verano (Fig. 2). Sin desmedro de este patrón general, se registró una merma de individuos entre el fin del otoño y el principio del invierno, también reflejado por ambas fuentes de datos (Fig. 2).

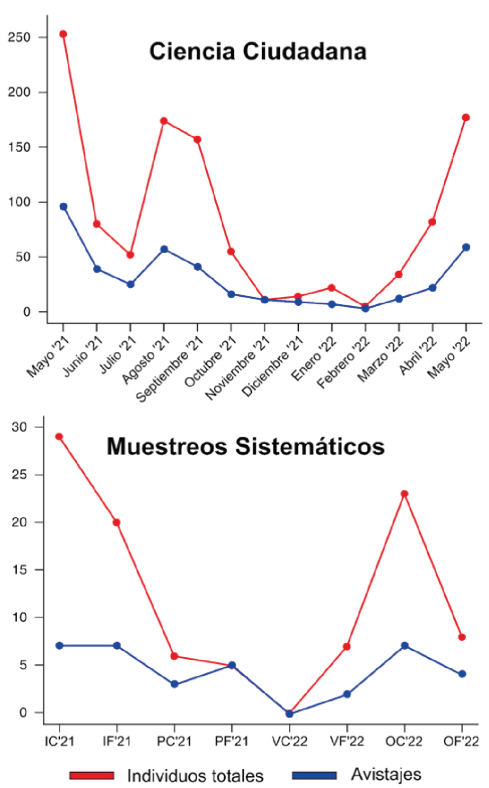


Figura 2. Abundancia de Tucán Grande (*Ramphastos toco*) en la ciudad de San Salvador de Jujuy (Jujuy, Argentina), reflejada por datos provenientes de los reportes de ciudadanos (arriba) y de los muestreos sistemáticos (abajo). IC = invierno temprano; IF = invierno tardío; PC = primavera temprana; PF = primavera tardía; VC = verano temprano; VF = verano tardío; OC = otoño temprano; OF = otoño tardío.

El número de individuos por cada avistaje considerando ambas fuentes de datos combinadas varió también en cada estación del año (H = 13.714, gl = 3, P = 0.003). Durante la primavera se vio una mayor frecuencia de individuos solitarios (mediana = 1 individuo, rango = 1-20 individuos) que en otoño (P = 0.042, mediana = 2 individuos, rango = 1-20 individuos), invierno (P = 0.028, mediana = 2 individuos, rango = 1-14 individuos), y verano (P = 0.007, mediana = 3 individuos, rango = 1-15 individuos) (Fig. 3). Las bandadas más numerosas de tucanes fueron registradas el 22 de septiembre de 2021 y el 25 de mayo de 2022 por ciudadanos que observaron 20 individuos juntos en cada ocasión.

Variación espacial en la abundancia del Tucán Grande

La mayoría de los 446 reportes de ciudadanos se concentraron en 3 de los 25 barrios de SSJ en los que se registraron tucanes: en primer lugar Los Perales (33%) en el NO de la ciudad; luego siguen los barrios Centro (16%) y Bajo La Viña (11%). Ninguno de los otros barrios representó más del 6% del total de individuos avistados (Fig. 4). Si tomamos en cuenta solamente aquellos reportes que ocurrieron en el rango de horas en los que se realizaron los muestreos

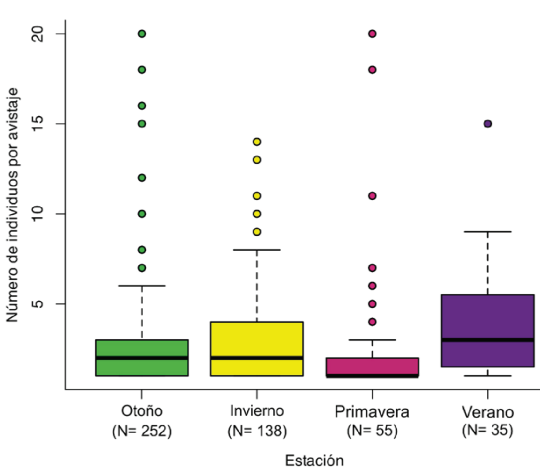


Figura 3. Número de individuos de Tucán Grande (*Ramphastos toco*) por avistajes registrados en San Salvador de Jujuy (Jujuy, Argentina) a lo largo de las cuatro estaciones del año, entre mayo de 2021 y mayo de 2022, combinando datos de ciencia ciudadana y de muestreos sistemáticos. Las líneas negras horizontales en cada caja muestran las medianas, las cajas engloban del primer al tercer cuartil, y las líneas discontinuas verticales son los intervalos de confianza al 95%; los círculos por encima son los datos extremos. El N se refiere a la cantidad de avistajes obtenidos a lo largo de cada estación del año.

sistemáticos, se observa un patrón algo diferente. La gran mayoría de los 103 individuos reportados antes de las 09:30 h provinieron de la zona NO de la ciudad: Los Perales (55%) y Marcelino Vargas (19%), mientras que el Centro (5%) y Bajo La Viña (1%) tuvieron escasos tucanes reportados.

En los muestreos sistemáticos se registraron tucanes en 15 de las 44 celdas de muestreo, y aparece un patrón similar a lo reportado por los ciudadanos en ese mismo rango de horas (i.e. antes de las 09:30 h). La mayor cantidad de individuos también fue registrada de manera concentrada en las celdas del NO de la ciudad, ubicadas en los barrios Marcelino Vargas y Los Perales (31% de los individuos registrados en cada uno; n = 98 individuos). Por otro lado, los barrios Centro y Bajo La Viña tuvieron muy escasos registros (0% y 1%, respectivamente), así como tampoco se registraron tucanes en gran parte del resto de la ciudad (Fig. 4).

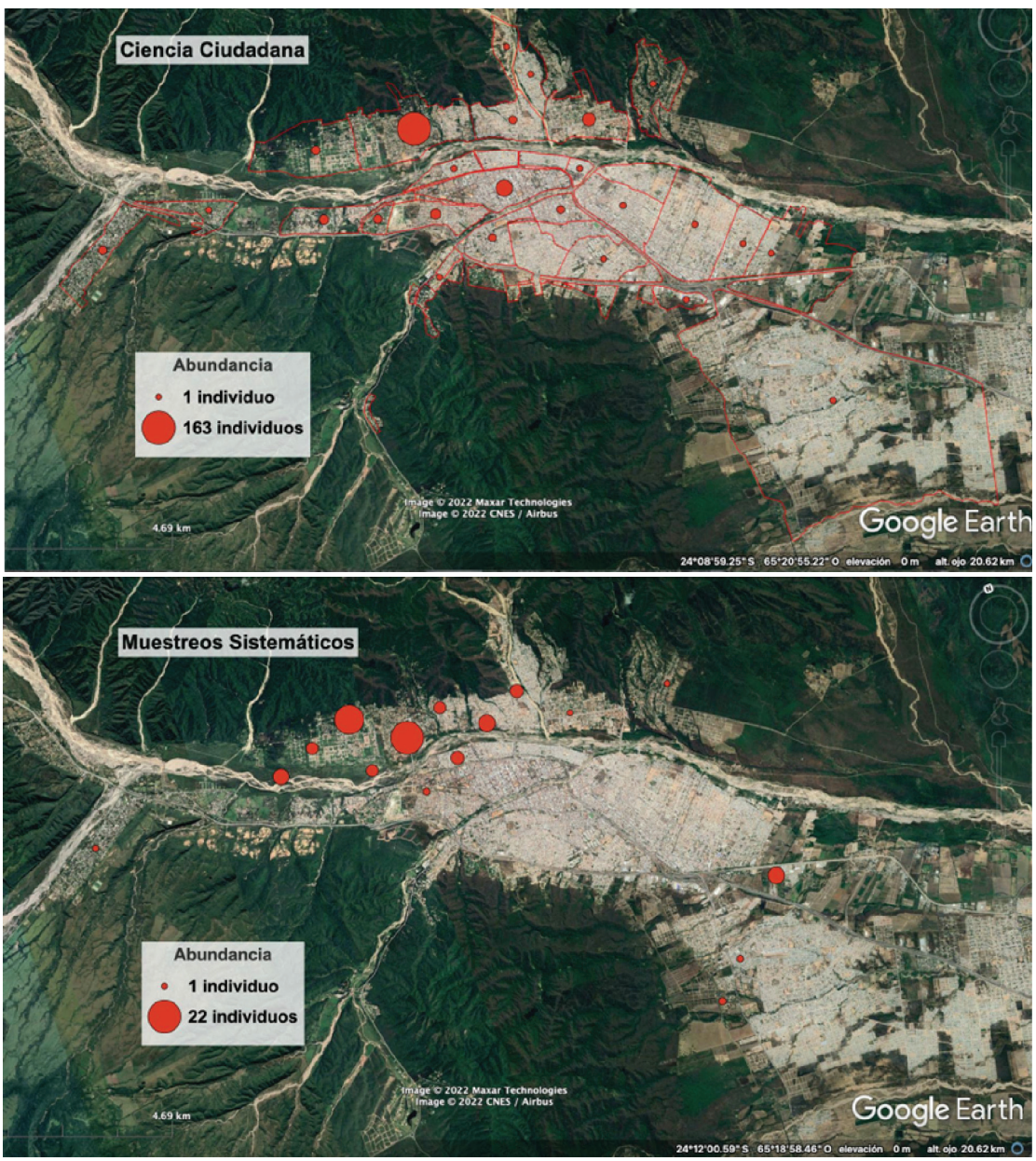


Figura 4. Variación espacial en la abundancia de Tucán Grande (*Ramphastos toco*) en San Salvador de Jujuy (Jujuy, Argentina), según datos de ciencia ciudadana (arriba) y de muestreos sistemáticos (abajo). La ubicación de los círculos corresponde al centro de cada uno de los barrios (en el mapa de arriba, delimitados en líneas rojas), y al centro de las celdas de muestreo (en el mapa de abajo), y no necesariamente al lugar preciso donde fueron avistados los tucanes. El tamaño de los círculos refleja el gradiente en el número de individuos registrados con ambas fuentes de datos, a lo largo del periodo mayo '21 - mayo '22, entre los valores extremos indicados en la leyenda de cada mapa.

Dieta urbana del Tucán Grande

Entre los datos de ciencia ciudadana y de los muestreos sistemáticos, pudimos obtener 90 reportes de tucanes alimentándose en la ciudad (Tabla 1). El ítem 'frutos' fue el más frecuente (81%), y fue reportado en las cuatro estaciones. De las 20 especies vegetales cuyos frutos fueron consumidos, 13 fueron especies exóticas, y en gran medida se trató de frutos carnosos (i.e. con pulpa blanda) (Tabla 1). Todas las descripciones del comportamiento de frugivoría del Tucán Grande en San Salvador de Jujuy, tanto las observaciones de los ciudadanos como las propias en los muestreos sistemáticos, coinciden en que los frutos fueron tragados enteros sin mediar ningún tipo de mandibulación o procesamiento con el pico. Además, en una ocasión se lo observó bebiendo agua de un tanque en el techo de una vivienda.

El ítem alimenticio que siguió en importancia fue el de 'huevos y pichones de otras aves' (10%), solamente registrado durante primavera y verano (Tabla 1). Bajo este ítem consideramos aquellos reportes en los que efectivamente se observó a un tucán llevando algún elemento en el pico (huevos o pichones), mientras era perseguido por otra ave. El ítem 'flores y hojas' (9%) fue el tercero en importancia, registrándose su consumo solamente en otoño e invierno (Tabla 1). En el caso

Tabla 1. Ítems de la dieta urbana del Tucán Grande (*Ramphastos toco*) en San Salvador de Jujuy (Jujuy, Argentina). Solamente en el ítem "Frutos" se especifica el origen nativo o exótico a nivel regional de la especie de planta consumida; el resto de los ítems, tanto animal como vegetal, fueron especies de origen nativo.

Ítems de la dieta	Familia[1]	Especie	Nombre Común	%[2]
Frutos				**81**
		Exóticos		63
	Araucariaceae	*Araucaria* sp.	Araucaria	1
	Magnoliaceae	*Magnolia grandiflora*	Magnolia	4
	Lauraceae	*Cinnamomum glanduliferum*	Falso Alcanforero	13
		Persea americana	Palta	8
	Arecaceae	*Syagrus romanzoffiana*	Pindó	19
	Rosaceae	*Eriobotrya japonica*	Níspero	1
	Moraceae	*Ficus* sp.	Higo	4
		Morus alba	Mora	1
	Myrtaceae	*Psidium guajava*	Guayaba	1
	Meliaceae	*Melia azedarach*	Paraíso	2
	Caricaceae	*Carica papaya*	Papaya	1
	Ebenaceae	*Diospyros kaki*	Kaki	1
	Oleaceae	*Ligustrum lucidum*	Ligustro	7
		Nativos		9
	Lauraceae	*Ocotea porphyria*	Laurel Criollo	3
	Cannabaceae	*Celtis iguanea*	Tala	1
	Juglandaceae	*Juglans australis*	Nogal Criollo	1
	Meliaceae	*Cedrela* sp.	Cedro	1
	Myrsinaceae	*Myrsine coriacea*	Canelón	1
	Solanaceae	*Solanum riparium*	Tabaquillo	1
	Bignoniaceae	*Handroanthus impetiginosus*	Lapacho Rosado	1
	Sin determinar			9
Huevos y pichones de aves				**10**
	Furnariidae	*Furnarius rufus*	Hornero	3
	Tyrannidae	*Pitangus sulphuratus*	Benteveo	6
	Turdidae	*Turdus rufiventris*	Zorzal Colorado	1
Flores y hojas				**9**
	Fabaceae	*Erythrina crista-galli*	Ceibo	3
	Bignoniaceae	*Handroanthus impetiginosus*	Lapacho Rosado	1
	Sin determinar			5

[1]La taxonomía vegetal está basada en Grau et al. (2016), y la de aves en Remsen et al. (2022).
[2]Todos los porcentajes fueron calculados con respecto al total de observaciones de alimentación, N = 90.

de las hojas, su consumo estuvo restringido a brotes y yemas, y no a hojas ya abiertas, senescentes o caídas. No se registraron casos de consumo de ningún tipo de artrópodos.

Reproducción

Durante la única temporada reproductiva ocurrida a lo largo del periodo de tiempo considerado, se pudo constatar la presencia de dos nidos activos de tucanes dentro del ejido urbano de SSJ, los cuales fueron reportados por ciudadanos; no se encontraron nidos de tucanes durante los muestreos sistemáticos. Uno de los nidos estaba ubicado en un loteo reciente en el borde norte de la ciudad, donde aún se conservaba mucho de la vegetación típica de Yungas. El hueco donde estaba nidificando la pareja de tucanes estaba en un Ceibo (*Erythrina crista-galli*) de 18 m de altura, y había sido excavado por un Carpintero Lomo Blanco (*Campephilus leucopogon*). El hueco de entrada estaba en el tronco principal del árbol a 7 m del suelo, y tenía una orientación de 103° con respecto al norte. La cavidad tenía una profundidad de 40 cm. Al revisar el hueco el 19 de noviembre de 2021 comprobamos que había cuatro huevos. Ni en esa visita, ni en varios días posteriores se registró a la pareja de tucanes en los alrededores del nido. Los vecinos adjudicaron el abandono del nido al disturbio provocado por sucesivas visitas de un camión con áridos para la construcción de viviendas, cuya carga fue depositada por varios días a escasos metros del árbol nido.

El otro nido estaba en pleno casco urbano de SSJ, en un Pino Elioti (*Pinus elliottii*) vivo, de 18 m de altura y un DAP de 0.8 m. La cavidad estaba sobre el tronco principal del árbol, había sido generada por descomposición de la madera, y su profundidad era de más de 1 m. El hueco de entrada estaba a 5.2 m del suelo, tenía aproximadamente 40 cm de alto x 15 cm de ancho, con una orientación de 27°. La cavidad tenía tres pichones en la visita del 12 de noviembre de 2021. Tanto en esa, como en cuatro visitas posteriores, observamos a los adultos ingresar y salir de la cavidad. En una de estas visitas pudimos identificar que ingresaron a la cavidad con frutos de Mora Blanca (*Morus alba*) en su pico. Los tres pichones abandonaron el nido exitosamente el 27 de diciembre de 2021.

Hubo 46 reportes de ciudadanos que observaron juveniles de Tucán Grande, ya sea solos o junto a adultos, en 14 barrios de la ciudad. Estos reportes ocurrieron en las cuatro estaciones del año: verano (28%), otoño (50%), invierno (18%) y primavera (4%). Los barrios en los que más juveniles fueron reportados fueron Los Perales (33%), Centro (23%), y Ciudad de Nieva (11%).

Otros comportamientos: interacciones intra e interespecíficas

Los datos de ciencia ciudadana y de los muestreos sistemáticos nos permitieron identificar tres comportamientos adicionales: acicalamiento y golpes de pico (intraespecíficos), y huida de otras especies de aves (interespecífico). El acicalamiento fue registrado en dos ocasiones, en primavera y verano. El aparente juego entre tucanes con sus picos, fue registrado en ocho ocasiones, en otoño (4), verano (3) y primavera (1). Estas interacciones intraespecíficas siempre se dieron entre dos individuos, tanto entre adultos, como entre adultos y juveniles.

La persecución de otras aves a tucanes (sin contenido en el pico) se observó en las cuatro estaciones del año. En el 87% de estas persecuciones (n = 15), los tucanes fueron vistos huyendo de benteveos (*Pitangus sulphuratus*); los restantes casos correspondieron a persecuciones por gorriones (*Passer domesticus*).

DISCUSIÓN

Luego de un año de implementación del proyecto "Tucanes en mi Jujuy", se han logrado importantes avances en el conocimiento de la ecología urbana de esta ave. Concretamente, la capital de Jujuy tiene una población de tucanes que: 1) es altamente estacional en su presencia, con mayores abundancias durante otoño e invierno; 2) su presencia es altamente variable también en el espacio, siendo los barrios del NO de la ciudad los que mayor frecuencia de avistajes tuvieron; y 3) nidifica dentro del ejido urbano. Si bien la producción de volantones en uno de los dos nidos hallados no se puede tomar como una medida del éxito reproductivo en la ciudad, este dato tiene una gran relevancia debido a que se trata de los primeros reportes de nidificación de la especie en un ambiente urbano. Al mismo tiempo, comprobamos que disturbios antrópicos sostenidos también pueden ser factores de fracaso de la nidificación, provocando el abandono de la puesta. Por otro lado, la alta difusión del proyecto a través de las redes sociales, charlas en escuelas, entrevistas y ferias ambientales permitió empezar a instalar en la sociedad jujeña la necesidad de involucrarse en este tipo de proyectos que persiguen, en definitiva, la protección de la biodiversidad y una consiguiente mejora en la calidad ambiental de la ciudad. Esto se percibe en la alta

participación reportando los avistajes de tucanes, y en las devoluciones que recibimos de docentes, comunicadores y ciudadanos en general.

La variación estacional en la presencia de tucanes puede responder a la abundancia de su principal alimento, los frutos carnosos (Ragusa-Netto 2006). Las áreas nativas de las Yungas Australes tienen una disminución en la abundancia de biomasa de frutos carnosos durante otoño e invierno (Malizia 2001, Blendinger et al. 2012). En estas estaciones es probable que los tucanes se muevan hacia las ciudades, donde la presencia de numerosas especies exóticas en el arbolado público y de jardines proveen de abundantes frutos carnosos durante gran parte del año, de los que se valen los tucanes para sobrevivir (Ragusa-Netto 2008, dos Santos y Ragusa-Netto 2013). En cambio, durante primavera y verano una buena parte de la población de tucanes podría estar moviéndose hacia ambientes periurbanos y bordes de Yungas, no solo porque en estas estaciones se produce el pico de abundancia de frutos carnosos, sino también por la mayor cantidad de árboles con huecos donde reproducirse (Short y Horne 2002, Di Giacomo 2005). A su vez, las chances de observar a los tucanes que persisten y se reproducen en ambientes urbanos durante la primavera pueden verse disminuidas porque la incubación y cuidado de los pichones suelen estar asociados a hábitos más secretivos y de menor actividad, permaneciendo dentro o cerca de las cavidades nido. Este también puede ser el motivo de por qué durante la primavera haya una mayor frecuencia de avistajes de individuos solitarios. En este sentido, se ha observado en un congénere (*Ramphastos tucanus*) que durante la mayor parte del año viven en grupos de hasta 20 individuos, pero que al llegar la época reproductiva cada pareja se aísla dentro de un pequeño territorio, para luego volver a reunirse al grupo, eventualmente incorporando a los volantones producidos (Short y Horne 2002).

La variación espacial en la presencia de tucanes en SSJ puede obedecer a varios factores no excluyentes. En primer lugar, la cercanía a parches o bordes de bosques nativos, la densidad de árboles grandes con cavidades, y una mayor extensión de áreas verdes, son variables estructurales de las ciudades que suelen incidir en la mayor abundancia y riqueza de las aves en general, y de los que anidan en cavidades en particular (Evans et al. 2009, Haedo et al. 2017, Horta et al. 2018, Wood y Esaian 2020). En el caso específico del Tucán Grande en SSJ, podría estar ocurriendo que la zona del NO de la ciudad sea utilizada como área de pernocte por gran parte de la población residente, producto de una potencial mayor densidad de árboles con cavidades, o cercanía a parches de bosques o bordes de bosque nativos. Por ello, en las primeras horas del día fueron mayormente detectados en esas zonas de pernocte, mientras que a medida que transcurre el día se van dispersando a otras zonas de la ciudad, incluyendo el Centro. Otro factor que podría influir en el patrón espacial heterogéneo de ocurrencia de tucanes en SSJ es la existencia de capturas y matanzas de individuos para el mascotismo y comercio ilegal en determinadas zonas de la ciudad. Los tucanes están entre los grupos más traficados para estos fines en Sudamérica, en su gran mayoría de manera ilegal y sin controles (Ortíz-von Halle 2018). Sin embargo, no existen, hasta lo que sabemos, datos gubernamentales precisos y sistemáticos, ni estudios específicos que aborden la influencia del tráfico de tucanes en sus números poblacionales en nuestro país (Barbarán 2017, Bertonatti 2017), por lo que su influencia en la distribución espacial dentro de las áreas urbanas resta por ser aclarado. Por último, los datos provistos por la ciencia ciudadana no están libres de presentar sesgos espaciales (Isaac et al. 2014, Geldmann et al. 2016). Concretamente, el barrio Centro es uno de los más concurridos por las personas, sobre todo en horarios diurnos, lo cual podría estar aumentando desproporcionadamente las posibilidades de detección de tucanes con respecto a barrios más periféricos y con menor afluencia laboral y comercial. Si bien al comparar estas observaciones con las de muestreos sistemáticos muestran cierta congruencia, dando soporte al patrón observado, el tamaño de los grupos de datos de una y otra fuente son muy disímiles, impidiendo descartar completamente la existencia del sesgo antes mencionado. La continuación del proyecto "Tucanes en mi Jujuy" en el tiempo permitirá clarificar la importancia relativa de estos factores en los patrones espaciales observados en este primer año de ejecución.

La dieta urbana observada en SSJ coincide esencialmente con el patrón observado en ambientes naturales y en otras ciudades, con los frutos carnosos como su alimento principal (Di Giacomo 2005, Ragusa-Netto 2006, França et al. 2009, dos Santos y Ragusa-Netto 2013, Silva 2019). Las áreas urbanas suelen brindar frutos no solo nativos, sino también, y principalmente, exóticos (dos Santos y Ragusa-Netto 2013). El consumo de una gran cantidad de frutos de plantas exóticas por tucanes en las ciudades podría favorecer potencialmente su invasión en hábitats nativos, dado que la forma de consumo observada podría favorecer la dispersión de sus semillas. Varias características definen a los tucanes del género *Ramphastos* como dispersores

de semillas efectivos: 1) tragan los frutos prácticamente sin procesarlos con el pico, disminuyendo así las posibilidades de daño al embrión de la semilla; 2) su tamaño corporal es relativamente grande (comparado con los frugívoros más importantes de las Yungas que son paseriformes; Ruggera et al. 2016) lo que demanda el consumo de gran cantidad de frutos; y 3) tienen una alta capacidad de movimientos diarios, pudiendo moverse hasta ~3 km en 30 min (tiempo que aproximadamente tarda en ser defecada una semilla luego de ser tragada; Holbrook y Loiselle 2007), y hacer vuelos sostenidos (i.e. sin detenerse) por hasta ~5 km (Short y Horne 2002, Holbrook 2011, Horta et al. 2018). Todo esto sugiere que el Tucán Grande en SSJ podría estar moviendo y depositando semillas viables, entre ellas las de especies exóticas, en ambientes nativos periurbanos (Holbrook y Loiselle 2007, Holbrook 2011, Kays et al. 2011, Horta et al. 2018).

Con algunos conocimientos básicos de los hábitos urbanos del Tucán Grande ya obtenidos, el futuro del proyecto "Tucanes en mi Jujuy" se irá abocando a tratar de comprobar algunas de las explicaciones previas expresadas como potenciales. Por ejemplo, análisis detallados de la estructura antrópica y natural (incluyendo la densidad de árboles con cavidades) de cada celda de muestreo permitirán asociar la presencia de tucanes a las variables estructurales del hábitat, utilizando herramientas apropiadas de SIG. La colocación de transmisores permitirán precisar los movimientos espacio-temporales, lugares de pernocte y reproducción, y sitios de deposición de semillas (Holbrook 2011, Horta et al. 2018). Además de continuar con la participación en ferias y charlas en escuelas, creemos que el pronto lanzamiento de una aplicación para teléfonos móviles para el reporte de avistajes nos permitirá incrementar el número de ciudadanos involucrados en la generación de datos. Y en un futuro cercano, convocaremos a diferentes organismos gubernamentales (municipales, provinciales, CONICET) y no gubernamentales (COAs, ONGs) para formar una red que coordine acciones para la educación y preservación del Tucán Grande en la región. Esperamos poder concretar la organización de talleres entre todas estas instituciones para exponer los datos y capacidad de acción desde las variadas perspectivas que supone cada uno de los actores, sobre todo en aspectos aún tan desconocidos como la incidencia del mascotismo y comercio ilegal de tucanes en el NOA.

Por último, los resultados obtenidos y perspectivas a futuro de este proyecto refuerzan lo beneficioso e informativo que es combinar ciencia ciudadana con ciencia realizada por investigadores con experticia, particularmente en investigaciones de ecología urbana (Aplin et al. 2020, Duan et al. 2020, Hall et al. 2021, Pernat et al. 2021, Andreani et al. 2022). De esta conjunción no solo resulta la consecución de grandes volúmenes de datos en poco tiempo y con bajo esfuerzo individual, permitiendo que se aborden diferentes tipos de preguntas simultáneamente, sino que también permite una sinergia entre ciudadanos en la que se fomenta la concientización acerca de la conservación de la biodiversidad, incluyendo la urbana, y la participación activa para lograrla (Chandler et al. 2017, Peter et al. 2019, Dayer et al. 2020, Gracanin et al. 2020, de Sherbinin et al. 2021).

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos la colaboración y el apoyo en diferentes actividades sociales prestado por el personal del Departamento de Promoción Ambiental de la Municipalidad de San Salvador de Jujuy, especialmente a Cristina Remondegui. Al Ministerio de Ambiente y Cambio Climático de la provincia de Jujuy, que aportó los datos de incautaciones de tucanes por el CAFAJu. Un agradecimiento especial a todos los jujeños que aportaron sus avistamientos, fotos y videos a las redes sociales del proyecto, así como a los docentes y alumnos que nos invitaron a compartir charlas sobre tucanes. Idea Wild y British Ornithologists' Union brindaron financiamiento y equipamiento para el desarrollo del proyecto. Karina Speziale y tres revisores hicieron valiosos aportes que contribuyeron a la claridad y mejora del manuscrito.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

Andreani NM, Valcu M, Citizen Scientists y Mentesana L (2022) Asymmetric architecture is non-random and repeatable in a bird's nests. *Current Biology* 32:R399–R413

Aplin LM, Major RE, Davis A y Martin JM (2020) A citizen science approach reveals long-term social network structure in an urban parrot, *Cacatua galerita*. *Journal of Animal Ecology* DOI: 10.1111/1365-2656.13295

APN (2021) Administración de Parques Nacionales. Sistema de Información de Biodiversidad (URL: https://sib.gob.ar/especies/ramphastos-toco?#categorias-valor-especial)

Barbarán F (2017) Perception and use of birds in rural ecosystems of Salta, Jujuy and southern Bolivia. *El Hornero* 32:63–71

BERTONATTI C (2017) *Un muestreo del tráfico de especies en la Argentina durante el año 2016*. Fundación de Historia Natural Félix de Azara, 13 pp. Buenos Aires

BIRDLIFE INTERNATIONAL (2017) *Ramphastos toco* (amended version of 2016 assessment). (URL: https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-1.RLTS.T22682164A113557535.en)

BLENDINGER PG (2012) Presencia del Tucán Grande (*Ramphastos toco*) en el sector sur de las Yungas Australes. *Nuestras Aves* 57:16–18

BLENDINGER PG, RUGGERA RA, NÚÑEZ MONTELLANO MG, MACCHI L, ZELAYA PV, ÁLVAREZ ME Y HAEDO J (2012) Fine-tuning the fruit-tracking hypothesis: spatio-temporal links between fruit availability and fruit consumption by birds in an Andean mountain forest. *Journal of Animal Ecology* 81:1298–1310

BODRATI A Y SALVADOR SA (2015) Termitas (Isoptera, Blattodea, Insecta) en la dieta de las aves argentinas. *Historia Natural. Tercera Serie* 5(1):77–89

CHANDLER M, SEE L, COPAS K, BONDE AM, LÓPEZ BC, DANIELSEN F, LEGEND JK, MASINDE S, MILLER-RUSHING AJ, NEWMAN G, ROSEMARTIN A Y TURAK E (2017) Contribution of citizen science towards international biodiversity monitoring. *Biological Conservation* 213:280– 294

COOPER DS, SHULTZ AJ, ŞEKERCIOĞLU ÇH, OSBORN FM Y BLUMSTEIN DT (2022) Community science data suggest the most common raptors (Accipitridae) in urban centres are smaller, habitat-generalist species. *Ibis* doi: 10.1111/ibi.13047

DAYER AA, SILVA-RODRÍGUEZ EA, ALBERT S, CHAPMAN M, ZUKOWSKI B, IBARRA JT, GIFFORD G, ECHEVERRI A, MARTÍNEZ-SALINAS A Y SEPÚLVEDA-LUQUE C (2020) Applying conservation social science to study the human dimensions of Neotropical bird conservation. *The Condor: Ornithological Applications* 122:1–15

DI GIACOMO AG (2005) Aves de la Reserva El Bagual. Pp. 201–465 en: DI GIACOMO AG Y KRAPOVICKAS SF (eds) *Historia natural y paisaje de la Reserva El Bagual, provincia de Formosa, Argentina. Inventario de la fauna de vertebrados y de la flora vascular de un área del Chaco Húmedo.* Temas de Naturaleza y Conservación 4. Aves Argentinas/AOP, Buenos Aires

DUAN H, XIA S Y DOU Y (2020) Using citizen science data to inform the relative sensitivity of waterbirds to natural versus human-dominated landscapes in China. *Ecology and Evolution* DOI: 10.1002/ece3.6449

EBIRD (2021) eBird: An online database of bird distribution and abundance. eBird, Cornell Lab of Ornithology, Ithaca (URL: http://www.ebird.org)

EVANS KL, NEWSON SE, GASTON KJ (2009) Habitat influences on urban avian assemblages. *Ibis* 151:19–39

FOX J Y WEISBERG S (2019) *An R companion to applied regression.* Sage, Thousand Oaks CA

FRANÇA LF, RAGUSA-NETTO J, DE PAIVA LV (2009) Consumo de frutos e abundância de tucano toco (*Ramphastos toco*) em dois hábitats do Pantanal Sul. *Biota Neotropical* 9:125–130

GELDMANN J, HEILMANN-CLAUSEN J, HOLM TE, LEVINSKY I, MARKUSSEN B, OLSEN K, RAHBEK C Y TØTTRUP AP (2016) What determines spatial bias in citizen science? Exploring four recording schemes with different proficiency requirements. *Diversity and Distributions* 22:1139–1149

GRACANIN A, ROGER E, KATSIS AC, O'LOUGHLIN LS, EMERY NJ, OCOCK JF Y O'HANLON JC (2020) An artificial bird nest experiment in urban environments: lessons from a school-based citizen science programme. *Austral Ecology* doi:10.1111/aec.12859

GRAU A, MALIZIA LR Y BROWN AD (2016) *Arboretum Calilegua. Árboles nativos y exóticos del noroeste argentino*. Ediciones del Subtrópico, Fundación ProYungas, Yerba Buena

GRIMM NB, FAETH SH, GOLUBIEWSKI NE, REDMAN CL, WU J, BAI X Y BRIGGS JM (2008) Global change and the ecology of cities. *Science* 319:756–760

HAEDO J (2015) *Impacto de la dinámica de urbanización sobre la diversidad de aves en un gradiente urbano-rural del Gran San Miguel de Tucumán*. Tesis Doctoral, Universidad Nacional de Tucumán, San Miguel de Tucumán

HAEDO J, GIOIA A, ARÁOZ E, PAOLINI L Y MALIZIA A (2017) Primary productivity in cities and their influence over subtropical bird assemblages. *Urban Forestry & Urban Greening* 26:57–64

HALL MJ, MARTIN JM, BURNS AL Y HOCHULI DF (2021) Ecological insights into a charismatic bird using different citizen science approaches. *Austral Ecology* doi:10.1111/aec.13062

HOLBROOK KM (2011) Home range and movement patterns of toucans: Implications for seed dispersal. *Biotropica* 43:357–364

HOLBROOK KM Y LOISELLE BA (2007) Using toucan-generated dispersal models to estimate seed dispersal in Amazonian Ecuador. Pp 300–321 en: DENNIS AJ, SCHUPP EW, GREEN RJ Y WESTCOTT DA (eds) *Seed dispersal: theory and its application in a changing world*. CABI International, London

HORTA MB, BHAKTI T, CORDEIRO PF, CARVALHO-RIBEIRO SM, FERNANDES GW Y GOULART FF (2018) Functional connectivity in urban landscapes promoted by *Ramphastos toco* (Toco Toucan) and its implications for policy making. *Urban Ecosystems* 21:1097–1111

IPBES (2019) *Global assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. BRONDÍZIO ES, SETTELE J, DÍAZ S Y NGO HT (eds) IPBES secretariat, Bonn

ISAAC NJB, VAN STRIEN AJ, AUGUST TA, DE ZEEUW MP Y ROY DB (2014) Statistics for citizen science: extracting sig-

nals of change from noisy ecological data. *Methods in Ecology and Evolution* 5:1052–1060

Kays R, Jansen PA, Knecht EMH, Vohwinkel R, Wikelski M (2011) The effect of feeding time on dispersal of *Virola* seeds by toucans determined from GPS tracking and accelerometers. *Acta Oecologica* doi:10.1016/j.actao.2011.06.007

Koch W, Hogeweg L, Nilsen EB y Finstad AG (2022) Maximizing citizen scientists' contribution to automated species recognition. *Scientific Reports* 12:7648

Malizia LR (2001) Seasonal fluctuations of birds, fruits and flowers in a subtropical forest of Argentina. *Condor* 103:45–61

Malizia LR, Reid Rata Y, Bergesio L, Le Ster A y Morales M (2021) *Guía de Áreas Protegidas. Provincia de Jujuy. 2° Edición.* Ediciones del Subtrópico, Fundación Pro-Yungas, Yerba Buena

Marsden SJ (1999) Estimation of parrot and hornbill densities using a point count distance sampling method. *Ibis* 141:377–390

McKinney ML (2006) Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation* 127:247–260

Moresco DG (2019) Uso de señuelo por Tucán Grande (*Ramphastos toco*) para capturar limonera grande (*Papilio thoas*). *Nuestras Aves* 64:13–14

Norman BM, Holmberg JA, Arzoumanian Z, Reynolds SD, Wilson RP, Rob D, Pierce SJ, Gleiss AC, de la Parra R, Galvan B, Ramírez-Macias D, Robinson D, Fox S, Graham R, Rowat D, Potenski M, Levine M, McKinney JA, Hoffmayer E, Dove ADM, Hueter R, Ponzo A, Araujo G, Aca E, David D, Rees R, Duncan A, Rohner CA, Prebble CEM, Hearn A, Acuna D, Berumen ML, Vázquez A, Green J, Bach SS, Schmidt JV, Beatty SJ y Morgan DL (2017) Undersea constellations: the global biology of an endangered marine megavertebrate further informed through citizen science. *BioScience* 67:1029–1043

Ortiz D, Juliá JP, Quiroga PA y Rodríguez J (2011) Reaparición de una especie que se creía extinta: nuevos registros del Tucán Grande *Ramphastos toco* en la provincia de Tucumán, Argentina. *Acta Zoológica Lilloana* 55:137–140

Ortiz-von Halle B (2018) *Bird's-eye view: lessons from 50 years of bird trade regulation & conservation in Amazon countries*. TRAFFIC, Cambridge

de la Peña MR (2019) *Aves argentinas: descripción, comportamiento, reproducción y distribución*. Comunicaciones del Museo Provincial de Ciencias Naturales "Florentino Ameghino" (Nueva Serie) N° 7 ISSN 0325-3856

Pernat N, Kampen H, Jeschke JM y Werner D (2021) Citizen science versus professional data collection: comparison of approaches to mosquito monitoring in Germany. *Journal of Applied Ecology* 58:214–223

Peter M, Diekötter T y Kremer K (2019) Participant outcomes of biodiversity citizen science projects: a systematic literature review. *Sustainability* 11:2780 https://doi.org/10.3390/su11102780

Pocock MJO, Roy HE, Preston CD y Roy DB (2015) The Biological Records Centre: a pioneer of citizen science. *Biological Journal of Linnean Society* 115:475–493

R Development Core Team (2022) *R: A language and environment for statistical computing*. R foundation for statistical computing, Vienna, Austria

Ragusa-Netto J (2006) Abundance and frugivory of the Toco Toucan (*Ramphastos toco*) in a gallery forest in Brazil's southern Pantanal. *Brazilian Journal of Biology* 66:133–142

Ragusa-Netto J (2008) Toco Toucan feeding ecology and local abundance in a habitat mosaic in the Brazilian Cerrado. *Ornitología Neotropical* 19:345–359

Regueira RFS y Bernard E (2012) Wildlife sinks: quantifying the impact of illegal bird trade in street markets in Brazil. *Biological Conservation* 149:16–22

Remsen JV Jr, Areta JI, Bonaccorso E, Claramunt S, Jaramillo A, Lane DF, Pacheco JF, Robbins MB, Stiles FG y Zimmer KJ (2022) *A classification of the bird species of South America*. American Ornithological Society (URL: http://www.museum.lsu.edu/~Remsen/SACCBaseline.htm)

Rodrigues AG, Borges-Martins M y Zilio F (2018) Bird diversity in an urban ecosystem: the role of local habitats in understanding the effects of urbanization. *Iheringia, Série Zoologia* 108:e2018017

Ruggera RA, Blendinger PG, Gomez MD y Marshak C (2016) Linking structure and functionality in mutualistic networks: do core frugivores disperse more seeds than peripheral species? *Oikos* 125:541–555

dos Santos AA y Ragusa-Netto J (2013) Toco-Toucan (*Ramphastos toco*) feeding habits at an urban area in central Brazil. *Ornitología Neotropical* 24:1–13

Seto KC, Güneralp B y Hutyra LR (2012) Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. *PNAS* 109:16083–16088

de Sherbinin A, Bowser A, Chuang T-R, Cooper C, Danielsen F, Edmunds R, Elias P, Faustman E, Hultquist C, Mondardini R, Popescu I, Shonowo A y Sivakumar K (2021) The critical importance of citizen science data. *Frontiers in Climate* 3:650760

Short LL y Horne JFM (2002) Family Ramphastidae (Toucans). Pp. 220–272 en: del Hoyo J, A Elliott y J Sargatal (eds) *Handbook of the Birds of the World. Volume 7.* Lynx Edicions, Barcelona

Silva PA (2019) Flower eating by the Toco Toucan (*Ramphastos toco*) in an anthropogenic landscape during the dry season. *Ornitología Neotropical* 30:51–55

SHOCHAT E, WARREN PS, FAETH SH, MCINTYRE NE Y HOPE D (2006) From patterns to emerging processes in mechanistic urban ecology. *Trends in Ecology and Evolution* 21:186–191

WICKHAM H (2016) *ggplot2: Elegant graphics for data analysis*. Springer-Verlag, New York

WOOD EM Y ESAIAN S (2020) The importance of street trees to urban avifauna. *Ecological Applications* 30:e02149

WWF (2020) *Informe Planeta Vivo 2020: Revertir la curva de la pérdida de biodiversidad. Resumen.* ALMOND REA, GROOTEN M Y PETERSEN T (eds) WWF, Gland

VARIACIONES INTERANUALES Y CAMBIOS ESTACIONALES EN LA ABUNDANCIA DE UNA POBLACIÓN URBANA DE LORO BARRANQUERO (*CYANOLISEUS PATAGONUS*) EN EL SUDOESTE BONAERENSE

Daiana Lera*[1], Natalia Cozzani[1], Antonela Canale, José Luis Tella[2], Sergio Zalba[1]

[1]GEKKO, Grupo de Estudios en Conservación y Manejo, Departamento de Biología, Bioquímica y Farmacia, Universidad Nacional del Sur, San Juan 670, CP 8000, Bahía Blanca, Buenos Aires, Argentina
[2]Estación Biológica de Doñana, Americo Vespucio s/n, 41092-Isla de la Cartuja, Sevilla, España
*daiana.lera@conicet.gov.ar.

RESUMEN. - El Loro Barranquero (*Cyanoliseus patagonus*) es una especie amenazada cuyas poblaciones han disminuido como consecuencia de la pérdida y degradación de hábitats, la captura para el mercado de mascotas y la persecución histórica por considerarla plaga agrícola. Recientemente, sin embargo, se ha señalado un aparente aumento de su abundancia en áreas urbanas del sudoeste de la provincia de Buenos Aires, aunque esa observación no se basa en estimaciones objetivas. En este trabajo comparamos la abundancia de Loro Barranquero en Bahía Blanca (Buenos Aires) entre los años 2014 y 2022. Censamos a los individuos que utilizan un dormidero comunal en el principal parque de la ciudad. Este dormidero congrega casi a la totalidad de los loros en un radio de unos 20 km. Establecimos seis estaciones de conteo definiendo un polígono cerrado alrededor del parque y realizamos 52 conteos en el horario de arribo en cada estación de 2014, 2018, 2019, 2020, 2021 y 2022. El número de individuos que se congregó en el dormidero varió entre 1767 y 21 104 a lo largo de los años y estaciones. Las comparaciones realizadas no reflejaron un incremento significativo en el número de loros que arribó al dormidero entre las distintas primaveras, entre los veranos ni entre las temporadas de otoño-invierno de los diferentes años estudiados, salvo para el otoño-invierno de 2019, que casi duplicó los valores correspondientes al mismo periodo del año 2014. Observamos una marcada variación estacional que se repitió en todos los años de muestreo, con máximos durante otoño-invierno.

Palabras claves: *abundancia estacional, abundancia interanual, aves urbanas. dormideros comunales, loros, Psittaciformes*

ABSTRACT.- INTERANNUAL AND SEASONAL CHANGES IN THE ABUNDANCE OF AN URBAN POPULATION OF THE BURROWING PARROT (*CYANOLISEUS PATAGONUS*) IN THE SOUTHWEST OF BUENOS AIRES PROVINCE. The Burrowing Parrot (*Cyanoliseus patagonus*) is a threatened species whose populations have decreased as a result of habitat loss and degradation, capture for the pet trade, and historical persecution for considering it an agricultural pest. Recently, however, an apparent increase in its abundance has been reported in urban areas in the southwest of Buenos Aires province, Argentina, although this observation is not based on objective estimates. In this study we compare the abundance of Burrowing Parrots in Bahía Blanca (Buenos Aires) between 2014 and 2022. We monitored the individuals that use a communal roost in the main park of the city. This roost congregates almost all parrots within a radius of about 20 km. We established six counting stations defining a closed polygon around the park, and performed 52 seasonal counts at the time of arrival in 2014, 2018, 2019, 2020, 2021 and 2022. The number of individuals that congregated at the roost varied between 1767 and 21 104 over the years and seasons. The comparisons made do not reflect a significant increase in the number of parrots that arrived at the roost between the different springs, between the summers or between the autumn-winter seasons of the different years studied, except for the autumn-winter of 2019, which almost doubled the values corresponding to the same period of 2014. We also recorded a marked seasonal variation in parrot abundance that was repeated in all sampling seasons, with highs during autumn-winter.

Keywords: *communal roosts, interannual abundance, parrots, Psittaciformes, seasonal abundance, urban birds*

Recibido: 1 de julio de 2022; Aceptado: 8 de noviembre de 2022.

La urbanización es una de las fuerzas de transformación más intensa de los ambientes naturales. A pesar del impacto negativo generalizado que ejerce este proceso sobre la fauna silvestre (Garitano Zavala y Gismondi 2003, Klem 2008, Loss et al. 2013, Sol et al. 2014) muchas aves han logrado adaptarse a vivir en ambientes antropizados e incluso han prosperado de forma exitosa haciendo uso de los recursos que ofrecen estos entornos modificados (Marzluff 2017). Como consecuencia, los centros urbanos proporcionan un hábitat con desafíos y oportunidades para distintas especies de aves silvestres (Rebolo et al. 2017).

Los Psittaciformes ocupan diversos ecosistemas, desde selvas tropicales y bosques templados hasta pastizales, sabanas y arbustales, en distintos continentes, aunque la mayor diversidad del grupo se concentra en América del Sur y Australasia (Forshaw y Cooper 1989, Toft y Wright 2015). Un número importante de especies del orden han colonizado ambientes urbanos dentro y fuera de sus áreas de distribución natural (Pruett-Jones 2021).

El Loro Barranquero (*Cyanoliseus patagonus*) es un psittaciforme neotropical que se distribuye principalmente en Argentina y en Chile (Rojas Martínez 2008, Masello et al. 2011) y se ha observado esporádicamente en Uruguay (Bucher y Rodríguez 1986). La abundancia del Loro Barranquero ha sufrido una considerable disminución desde principios del siglo XIX, que se adjudica a la pérdida y degradación de hábitat, a la captura para el mercado de mascotas, y a la persecución histórica por ser considerada plaga agrícola, aún sin evidencia científica que respalde este último escenario (Masello et al. 2006, 2011, Failla et al. 2008, Sánchez et al. 2016). Estos factores, en combinación con los requerimientos específicos del Loro Barranquero respecto de sitios de nidificación, de agua y recursos alimenticios, resultan en una distribución actual fragmentada y en variaciones geográficas significativas en su densidad, que puede resultar ocasionalmente abundante en algunos sectores de su área de distribución (Masello et al. 2011).

Las últimas estimaciones objetivas sobre la abundancia de Loro Barranquero en el extremo sur de la provincia de Buenos Aires fueron publicadas hace diez años por Grilli y colaboradores (2012), quienes destacaban la concentración de la especie en cercanías de la ciudad de Pedro Luro, Partido de Villarino, provincia de Buenos Aires. En los últimos años, se ha reportado un incremento aparente de su abundancia en otras ciudades y pequeñas localidades de esta región, acompañado de denuncias sobre daños en el tendido eléctrico y otros servicios, acumulación de suciedad en parques y paseos públicos y sonidos molestos, especialmente al atardecer, cuando los loros arriban a estas áreas urbanas para pernoctar en árboles o cableados, usando estos sitios como dormideros comunales (Sanchez Angonova 2019). El escenario de aparente incremento de las poblaciones de Loro Barranquero cobró relevancia regional, reflejándose en diferentes medios de comunicación que informaron aumentos de abundancia sin datos objetivos y sin considerar explicaciones alternativas, como modificaciones en el uso del hábitat o desplazamientos regionales de la especie (Bermúdez 2018, Diario La Tercera 2018, González 2018).

En ese contexto, y con el objetivo de aportar información que contribuya a clarificar la situación descripta, comparamos la abundancia del Loro Barranquero en el dormidero comunal de la ciudad de Bahía Blanca en los últimos nueve años y evaluamos las fluctuaciones estacionales en su abundancia.

MÉTODOS

Área de estudio

La ciudad de Bahía Blanca se encuentra en el sudoeste de la provincia de Buenos Aires, Argentina (38°44´S, 62°16´O). De acuerdo con el censo realizado en 2010, la población cuenta con unos 301 572 habitantes. El Parque de Mayo es uno de los principales espacios verdes de la ciudad y cubre más de 60 ha rodeadas por barrios residenciales con predominio de construcciones de una planta o de pocos pisos (Fig. 1). El parque está forestado con ejemplares de Eucalipto Colorado (*Eucalyptus camaldulensis*), Ciprés (*Cupressuss empervirens*), Álamo Plateado (*Populus alba*), Pino Tosquero (*Pinus halepensis*), Sófora (*Styphnolobium japonicum*), Palma Canaria (*Phoenix canariensis*) y Aguaribay (*Schinus molle*) (Speake 2015). Los loros utilizan desde hace décadas, y a lo largo de todo el año, un área de dormidero sobre los eucaliptos colorados de gran porte en este parque urbano (Pérez 2004). Cada tarde el Parque de Mayo recibe desde varios centenares a miles de loros, y, con excepción de un par de sitios muy menores, este dormidero concentra a casi la totalidad de los individuos en un radio de 20 km (Tella et al. 2014).

Diseño de estudio y censos de abundancia

En este estudio realizamos un total de 52 conteos de loros en primavera, verano y otoño-invierno de los años 2014, 2018, 2019, 2020, 2021 y 2022. Entre febrero y diciembre de 2014 los censos fueron bimensuales. Desde julio de 2018 y hasta febrero de 2020, previo al cierre de los espacios públicos por la pandemia de Covid-19, los conteos se repitieron cada aproximadamente veinte días, y cada mes desde diciembre de 2021 hasta el 4 de julio de 2022. Contamos con la colaboración de más de 40 voluntarios rotativos que trabajaron en grupos de dos o tres, distribuidos en seis puntos fijos de observación ubicados a distancias de entre 300 y 1200 m en torno al

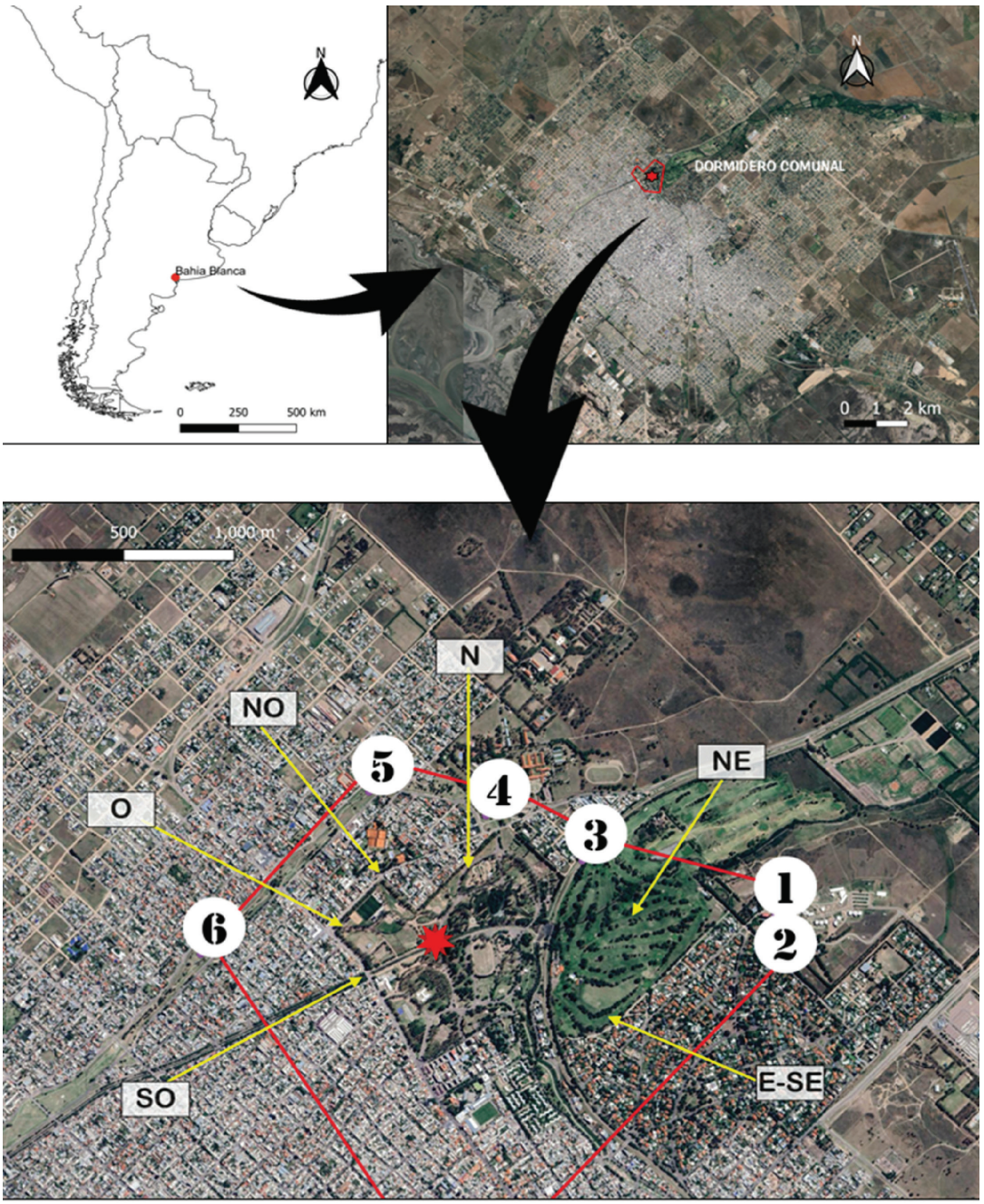


Figura 1. Dormidero de Loro Barranquero (*Cyanoliseus patagonus*) en la ciudad de Bahía Blanca, provincia de Buenos Aires, Argentina. La estrella marca el centro del área usada por la especie para pernoctar, los números señalan los puntos de observación de los conteos y las líneas rojas las transectas de intercepción. Las flechas indican además las direcciones de arribo de los loros.

dormidero. Cada grupo de observadores cubría una transecta relativamente perpendicular a las direcciones de arribo de los loros, de forma tal que todos ellos completaban un polígono de observación cerrado alrededor del parque (Canale 2015, Fig. 1). Registramos el número total de loros que volaron en dirección al dormidero comunal en franjas horarias consecutivas de 15 min de duración. Cada censo se extendió entre 45 y 60 min, desde el periodo previo a la puesta de sol hasta pasado el crepúsculo vespertino. Los grupos de observadores se mantenían comunicados y cesaban las tareas luego de pasados unos 15 minutos sin observaciones, lo que solía variar entre censos y resultaba en variaciones en su duración. Para evaluar las variaciones interanuales y estacionales del número de individuos que usaron el dormidero comunal de la ciudad de Bahía Blanca, comparamos los valores de abundancia de los censos mediante el test no pa-

Tabla 1. Número de ejemplares de Loro Barranquero que arribaron al dormidero del Parque de Mayo (Bahía Blanca) entre febrero de 2014 y julio de 2022. Entre paréntesis se indica el número de censos correspondiente a cada periodo.

Año	Estación	Conteo mínimo	Conteo máximo	Promedio de los conteos
2014	Verano (5)	2684	8762	6870
2014	Otoño-Invierno (9)	5082	13 926	8733
2014	Primavera (4)	1767	4012	2736
2018	Otoño-Invierno (4)	5446	11 839	9427
2018	Primavera (4)	2869	5802	4092
2019	Verano (3)	8693	12 693	10 845
2019	Otoño-Invierno (9)	9365	21 104	13 892
2019	Primavera (4)	2897	6193	4444
2020	Verano (2)	12 330	12 972	12 651
2021	Primavera (2)	3952	5845	4898
2022	Verano (2)	5828	7739	6783
2022	Otoño-Invierno (5)	5337	16 464	10 932

ramétrico de Kruskal Wallis (Zar 1999). Los valores se expresan como promedios ± desvío estándar. Trabajamos con un nivel de significancia de 0.05.

RESULTADOS

Detectamos diferencias marginalmente significativas en el número de loros que arribaron al dormidero comunal del Parque de Mayo a lo largo de todo el periodo de estudio (H = 11.03; gl = 5; P = 0.051). El mínimo de individuos (1767 loros) se registró en el censo del 31 de octubre de 2014 (primavera) mientras que el valor máximo (21 104 loros) se registró durante el conteo del 6 de agosto de 2019 (invierno, Tabla 1).

Las comparaciones interanuales no reflejaron un incremento significativo de la abundancia de loros entre las distintas primaveras (H = 3.85; gl = 3; P = 0.27), entre los veranos (H = 7.19; gl = 3; P = 0.065), ni entre las temporadas de otoño-invierno de los diferentes años estudiados, salvo para el otoño-invierno de 2019, que casi duplicó los valores correspondientes al mismo periodo del año 2014 (H = 6.02; gl = 3; P = 0.021).

La abundancia media de otoño-invierno fue de 10 693 ± 4248 loros (rango = 5082- 21 104 loros), la de la primavera de 3921 ± 1390 loros (rango = 1767 – 6193 loros) y la del verano de 8813 ± 3108 loros (rango = 2684 - 12 972 loros; Fig. 2). En todos los años la abundancia siguió un mismo patrón estacional, con máximos en la temporadas de otoño-invierno y caídas en la primavera que resultaron estadísticamente significativas en 2014 y 2019 (P = 0.006) y marginalmente significativas para la primavera de 2018 (P < 0.06; Fig. 3).

DISCUSIÓN

Este trabajo reúne estimaciones de abundancia de Loro Barranquero en un período de casi diez años. El número de loros que arribó al dormidero comunal en Bahía Blanca durante el otoño invierno de 2019 representa el máximo valor registrado hasta el momento en dicha ciudad, duplicando los valores correspondientes al mismo periodo del año 2014 en este mismo sitio, y superando en unas ocho veces al que reportan Grilli y colaboradores (2012) para un dormidero comunal en la ciudad de Pedro Luro. Este valor inusualmente alto coincidió con un aumento en la frecuencia de noticias locales publicadas por los medios de comunicación durante 2018, 2019 y 2020 que reportaron problemas relacionados con daños sobre instalaciones eléctricas, contaminación sonora, complicaciones sanitarias, aplicación de métodos para ahuyentar a los ejemplares de las áreas pobladas en distintas localidades del sudoeste de la provincia de Buenos Aires (Guercio 2019, La Nueva 2020), y con un reporte técnico sobre opciones para la mitigación de conflictos en la misma región (Sanchez Angonova 2019). Algunas notas periodísticas incluso reportaron interrupciones en el suministro eléctrico y eventos de tráfico ilegal de Loro Barranquero, en ambientes urbanos de otras provincias incluyendo Catamarca, Córdoba y San Juan (Puntal 2020, El Ancasti 2021, Quiroga 2021).

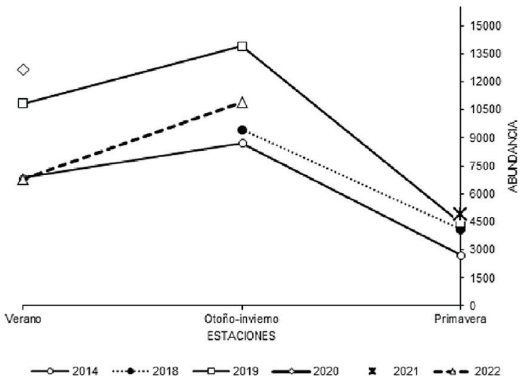


Figura 2. Abundancia estacional promedio de Loros Barranqueros arribando al dormidero comunal del Parque de Mayo, provincia de Buenos Aires, Argentina, entre 2014 y 2022.

Los resultados de nuestro trabajo y las observaciones menos sistemáticas citadas en el párrafo anterior parecerían apoyar la idea de un desplazamiento de loros hacia el dormidero urbano de la ciudad de Bahía Blanca, y eventualmente de otros centros urbanos de su área de distribución. Según los últimos censos realizados en la temporada otoño-invierno de 2022, esta situación se mantendría en la ciudad de Bahía Blanca, aunque con valores de abundancia ligeramente inferiores.

Resulta complejo postular cuál o cuáles podrían ser las causas de ese cambio, así como calificar su carácter como temporario o permanente. En primer término, es muy razonable descartar un verdadero incremento en el tamaño poblacional de la especie, en tanto que los factores responsables de su retracción histórica no han hecho sino intensificarse en los últimos años. Las prácticas agrícolas son responsables de la pérdida de grandes extensiones de Monte nativo (Pezzola et al. 2004, Sánchez 2011, Zeberio 2012, Gabella 2015), de cuya vegetación autóctona dependen las poblaciones de Loro Barranquero y otras especies silvestres (Masello et al. 2011). Resulta mucho más probable, que el aumento en la abundancia de loros utilizando el dormidero comunal de Bahía Blanca en 2019 respecto de la situación cinco años antes, y los posibles incrementos en otras localidades de la zona reflejados en los medios de comunicación, obedezcan a desplazamientos regionales asociados, por ejemplo, con la búsqueda de los recursos alternativos o complementarios que les pudieran proveer las ciudades. Allí podrían encontrar sitios de pernocte y refugio particularmente seguros frente a los depredadores, como son las arboledas, redes de tendido eléctrico, luminarias y otras estructuras antrópicas (Masello 2021). El desmonte, las temporadas cíclicas de sequía y la consecuente baja disponibilidad de alimentos podrían estimular a las bandadas a buscar frutos y semillas de la flora urbana (Masello et al. 2006, Masello y Quillfeldt 2012), aprovechando además los granos

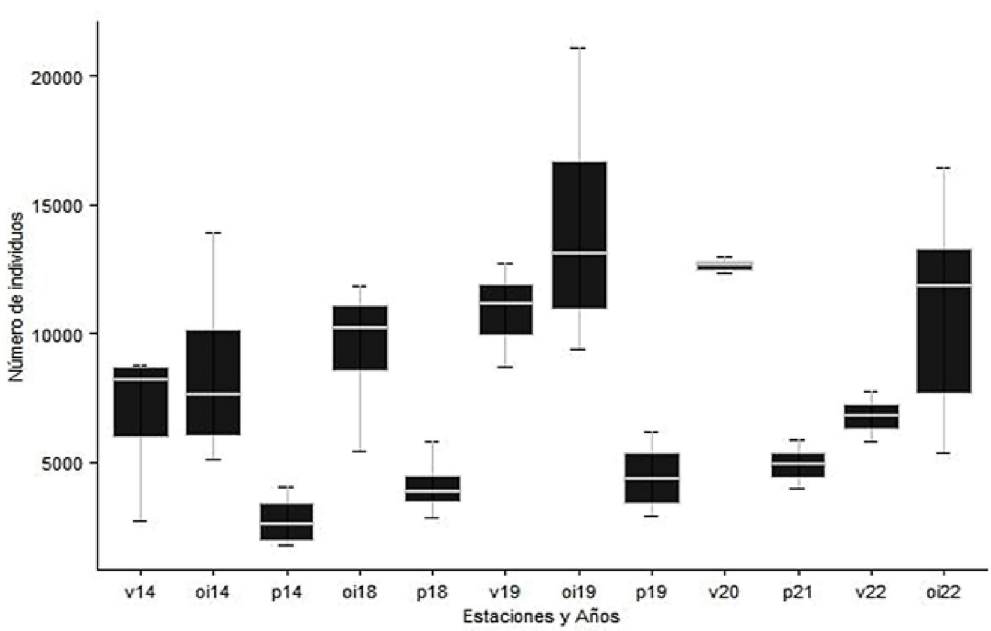


Figura 3. Número de Loros Barranqueros que arribaron al dormidero del Parque de Mayo, provincia de Buenos Aires, Argentina, entre febrero de 2014 y julio de 2022. En el eje X se indica cada año con sus respectivas estaciones, v: verano, p: primavera, o-i: otoño-invierno. Cada caja resume la información del total de censos desarrollados para la estación de cada año. Se muestran los valores máximo y mínimo y los cuartiles (primero, mediana y tercero). La línea blanca dentro de cada caja representa la mediana correspondiente.

de cereales derramados en los bordes de ruta y accesos a las ciudades (Sánchez et al. 2016). En particular durante las épocas de sequía, que resultan recurrentes en la región (Andrade et al. 2009, Casado y Campo 2019, Ferrelli 2020), los loros podrían aumentar su abundancia en áreas urbanas contiguas a zonas de regadío (Masello et al. 2011, 2015). Al respecto resulta interesante notar que el incremento local del número de loros que reportamos en este trabajo coincide con precipitaciones extremadamente bajas para la región (GBA, Gobierno de la provincia de Buenos Aires 2022). La rigurosidad de los efectos de la sequía y del desmonte son consistentes con eventos de mortandad masiva registrados durante las temporadas reproductivas 1998-1999 (Masello y Quillfeldt 2012) y 2020-2021 (Masello y Balbiano 2021), en la principal colonia reproductiva de la especie ubicada en el Balneario El Cóndor (Río Negro).

No debe descartarse en este punto la posibilidad de que la disponibilidad y/o la configuración de los remanentes de hábitats naturales para el Loro Barranquero estén alcanzando umbrales que disparen procesos demográficos o comportamentales (Fahrig 2002, 2013, Swift y Hannon 2010, Melo et al. 2018) y representen un nuevo estadio en la tendencia de declinación de la especie, aumentando la preocupación acerca de las perspectivas para su conservación.

A este escenario se suman las acciones de ahuyentamiento desarrolladas en los dormideros de distintas localidades de la región, como Pedro Luro y Médanos en 2018, 2019 y 2020 (Infocielo 2018, La Arena 2020), que podrían influir sobre los desplazamientos de la especie y explicar, al menos en parte, el notable incremento que comenzó a observarse en el dormidero de la ciudad de Bahía Blanca en 2019. En este punto es importante destacar el desafío que representa la conservación de una especie que, pese a su retracción histórica, muestra variaciones regionales y locales de abundancia que la hacen ver como un ave abundante y con poblaciones en aumento frente a la población general, situación que se refleja claramente en los medios de comunicación locales.

Resulta particularmente interesante observar cómo los cambios estacionales de abundancia de la especie en Bahía Blanca se complementan con las fluctuaciones registradas en el Balneario El Cóndor, donde el número de loros alcanza sus valores máximos durante la temporada reproductiva (Masello et al. 2006). En esa misma época del año, Bahía Blanca y el resto de las ciudades y localidades del sudoeste bonaerense, donde las barrancas naturales y los sitios antrópicos aptos para anidar resultan limitantes, registran un descenso en la cantidad de individuos (Tella et al. 2014, Canale 2015).

Desde el punto de vista metodológico, los conteos en dormideros están asociados con una serie de limitaciones a la hora de estimar la abundancia (Bibby et al. 1992, Casagrande y Beissinger 1997, Dénes et al. 2018, Zulian et al. 2020, 2022). Para minimizar los posibles efectos que estos pudieran tener sobre nuestros resultados, tomamos una serie de decisiones que podrían ayudar a estandarizar esfuerzos similares con esta y con otras especies de comportamiento y características similares. Por un lado, ubicamos los puntos de observación en áreas abiertas, de alta visibilidad, claramente delimitadas a partir de elementos salientes del paisaje, de manera de reducir el riesgo de dobles conteos entre grupos de observadores. Evitamos días de lluvia y de viento intenso para eludir condiciones climáticas que pudieran reducir la visibilidad y/o interferir en el horario de arribo de los loros. Ajustamos el inicio de los censos mediante observaciones en los días previos, comenzando 15 min antes de la aparición de los primeros individuos. Para evitar errores por diferencias en el entrenamiento de los observadores, cada grupo contó con al menos un observador con experiencia previa y en la mayoría de las ocasiones los conteos fueron realizados por dos o más voluntarios por punto.

Más allá de eso, el tamaño de los animales (42 cm; Narosky e Yzurieta 2010), el vuelo bajo (entre 15 y 50 m por encima de los observadores) y su comportamiento ruidoso en vuelo, facilitó nuestras tareas y ayudó a evitar posibles omisiones. Por otra parte, el foco de nuestro trabajo era determinar variaciones estacionales e interanuales en la abundancia de la especie, por lo que el esfuerzo se concentró en la precisión de los conteos, más que en su exactitud.

Los resultados obtenidos en este trabajo destacan la relación entre distintos núcleos de distribución de la especie y la consecuente necesidad de emprender acciones de conservación a nivel regional. Se vuelve evidente, además, la importancia de mantener evaluaciones objetivas de la densidad de la especie que comprendan ambientes naturales y antrópicos en temporadas de cría y de invernada para discriminar entre cambios en el uso del territorio y variaciones reales en su abundancia poblacional. Se observa también la importancia de completar la identificación de los dormideros de la región, estandarizando los métodos de con-

teo para aumentar la eficiencia de estas estimaciones. Finalmente, y si bien está clara la imperiosa necesidad de conservar y restaurar los ambientes naturales que proveen recursos clave para esta especie, estos esfuerzos deben complementarse con estrategias de convivencia que reduzcan los conflictos que derivan de su asociación con los centros urbanos.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a los voluntarios por su compromiso y participación en los censos de abundancia que permitieron el desarrollo de esta investigación: Agustín Álvarez, Andrés Cervino, Natalia Contreras Salvatico, Xoana Fernandez, Franco Farías Toledo, Elias Forconi, Marcela Frechero, Laura Fritz, Carolina Giménez, Silvana Giunchiglia, Jonathan Giuliani, Sebastián Giunti, Ana Belén Gómez Llopis, Laura Haag, Braian Jancovich, Jesica Liberati, Gabriela León, María Victoria Ledezma Martínez, Joscelyn Locati, Fernando López, Pamela Malmoria, Leandro Marban, Evangelina Mattos, Jessica Montiel, Paula Monzón, Andrés Miguel Oses Ríos, Laura Otero, Marina Páez, Rodrigo Emanuel Pérez, Brenda Pizzano, Abel Pontoriero, Nicole Quaglia, Carla Rayen Barrera, Martin Saavedra, Sabrina Salas, Alberto Scorolli, Nicolás Segatori, Romina Tejerina, Camilo Traini, Paula Valverde y Germán Villalba. Al COA Loica Pampeana por facilitarnos los binoculares para los conteos. A los tres revisores que realizaron valiosos aportes a este manuscrito. Este trabajo fue financiado con fondos del CONICET y de la Universidad Nacional del Sur.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

Andrade MI, Laporta P y Iezzi L (2009) Sequías en el sudoeste bonaerense: Vulnerabilidad e incertidumbre. *Geograficando* 5(5) https://www.geograficando.fahce.unlp.edu.ar/article/view/GEOv05n05a10

Bermúdez G (2018) Una especie protegida y amenazada. Una invasión inédita de loros asedia al sur bonaerense y planean espantarlos con ruidos. *Clarín* (22 de junio de 2018) https://www.clarin.com/sociedad/invasion-inedita-loros-asedia-sur-bonaerense-planean-espantarlos-ruidos_0_SJLO62qW7.html

Bibby CJ, Burgess ND y Hill DA (1992) Bird Census Techniques. Academic Press, San Diego, California, Estados Unidos

Bucher EH y Rodríguez EN (1986) Sobre la presencia del Loro Barranquero (*Cyanoliseus patagonus*) en el Uruguay. *El Hornero* 12(4): 303-304

Canale A (2015) *El desafío de la conservación de fauna silvestre en áreas urbanas: el Loro Barranquero (*Cyanoliseus patagonus*) en Bahía Blanca.* Tesis de licenciatura en Ciencias Biológicas. Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca

Casado A y Campo AM (2019) Extremos hidroclimáticos y recursos hídricos. *Cuadernos Geográficos* 58(1): 6-26

Casagrande DG y Beissinger SR (1997) Evaluation of four methods for estimating parrot population size. *The Condor* 99(2): 445-457

Dénes FV, Tella JL y Beissinger SR (2018) Revisiting methods for estimating parrot abundance and population size. *Emu - Austral Ornithology* 118(1): 67-79

Diario la tercera (2018) "Inédita invasión de loros barranqueros". (23 de junio de 2018) https://www.diariolatercera.com.ar/nota/30774-villarino-inedita-invasion-de-loros-barranqueros/

El Ancasti (2021) Los Loros Barranqueros causan estragos en Tinogasta (10 de septiembre de 2021) https://www.elancasti.com.ar/info-gral/2021/9/10/los-loros-barranqueros-causan-estragos-en-tinogasta-477084.html

Failla M, Seijas VA, Quillfeldt P y Masello JF (2008) Potencial impacto del Loro Barranquero (*Cyanoliseus patagonus*): Evaluación de percepción de daño en Patagonia Nordeste, Argentina. *Gestión Ambiental* 16: 27-40

Fahrig L (2002) Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: a synthesis. *Ecological Applications* 12(2): 346–353

Fahrig L (2013) Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. *Journal of Biogeography* 40(9): 1649-1663

Ferrelli F (2020) Evaluación de la tendencia y la periodicidad de eventos térmicos y pluviométricos en el Sudoeste Bonaerense (Argentina). *Revista Huellas* 24(2): 11-25

Forshaw JM y Cooper WT (1989) Parrots of the world. Tercera edición. Lansdowne editions. Melbourne

Gabella JI (2015) Dinámicas territoriales conducentes a la degradación ambiental en áreas rurales del sur de la región pampeana argentina. *Historia Ambiental Latinoamericana y Caribeña* (2): 201-216

Garitano Zavala Á y Gismondi P (2003) Variación de la riqueza y diversidad de la ornitofauna en áreas verdes urbanas de las ciudades de La Paz y El Alto (Bolivia). *Ecología en Bolivia* 38(1): 65-78

GBA (2022) Se decretó la Emergencia y Desastre Agropecuario por sequía en Patagones. (21 de enero de 2022) *Gobierno de la provincia de Buenos Aires*. Recuperado de: https://www.gba.gob.ar/desarrollo_agrario/Noticias/se_decreto_la_emergencia_y_desastre_agropecuario_por_sequia_en_patagones

GONZÁLEZ A (2018) Los loros barranqueros, una pesadilla para la zona sur de Villarino. *La Nueva* (11 de junio de 2018) https://www.lanueva.com/nota/2018-6-11-6-30-38-los-loros-barranqueros-una-pesadilla-para-la-zona-sur-de-villarino

GRILLI PG, SOAVE GE, ARELLANO ML y MASELLO JF (2012) Relative abundance of the Burrowing Parrot (*Cyanoliseus patagonus*) in Buenos Aires province and nearby areas of La Pampa and Río Negro, Argentina. *El Hornero* 27(01): 63-71

GUERCIO H (2019) La invasión de loros también complica a Villalonga. (31 de marzo de 2019) *La Nueva* https://www.lanueva.com/nota/2019-3-31-6-30-49-la-invasion-de-loros-tambien-complica-a-villalonga

INFOCIELO (2018) Un municipio le declara la guerra a la plaga de loros barranqueros con rayos laser (26 de julio de 2018) https://infocielo.com/villarino/un-municipio-le-declara-la-guerra-la-plaga-loros-barranqueros-rayos-laser-n94038

KLEM D (2008) Avian mortality at windows: The second largest human source of bird mortality on Earth. *In Proceedings of the Fourth International Partners in Flight Conference: Tundra to Tropics* 244-251

LA ARENA (2020) Municipio usa cañones de sonido para ahuyentar loros (6 de septiembre de 2020) https://www.laarena.com.ar/el-pais/2020-9-6-14-21-46-municipio-usa-canones-de-sonido-para-ahuyentar-loros

LA NUEVA (2020) Médanos: utilizan cañones de sonido contra los loros (6 de enero de 2020) https://www.lanueva.com/nota/2020-9-6-6-30-13-medanos-utilizan-canones-de-sonido-contra-los-loros?fbclid=IwAR0cTD0S5g353CQXFRJ9wzSUExlQOuSqrqV2ymqgn5N1-SO8RaQz025FU_Q

LOSS SR, WILL T Y MARRA PP (2013) The impact of free-ranging domestic cats on wildlife of the United States. *Nature communications* 4(1): 1-8

MARZLUFF JM (2017) A decadal review of urban ornithology and a prospectus for the future. *Ibis* 159(1): 1-13

MASELLO JF (2021) ¿Por qué los loros barranqueros vienen a nuestras ciudades? [Mensaje en un blog] (2 de julio de 2021) https://lorosbarranqueros.blogspot.com/2021/07/por-que-los-loros-barranqueros-vienen.html

MASELLO JF y BALBIANO A (2021) Mortandad de loros barranqueros en la provincia de Río Negro (Parte 4). (14 de febrero de 2021) [Mensaje en un blog] https://lorosbarranqueros.blogspot.com/2021/02/mortandad-de-loros-barranqueros-en-la.html

MASELLO JF, PAGNOSSIN ML, SOMMER C y QUILLFELDT P (2006) Population size, provisioning frequency, flock size and foraging range at the largest known colony of Psittaciformes: The Burrowing Parrots of the north-eastern Patagonian coastal cliffs. *Emu - Austral Ornithology* 106(1): 69-79 https://doi.org/10.1071/MU04047

MASELLO JF, MONTANO V, QUILLFELDT P, NUHLÍČKOVÁ S, WIKELSKI M y Y MOODLEY (2015) La interacción de paisajes espaciales y climáticos en la evolución de un loro sudamericano. *Revista de Biogeografía* 42: 1077-1090

MASELLO JF, QUILLFELDT P, MUNIMANDA GK, KLAUKE N, SEGELBACHER G, SCHAEFER HM, FAILLA M, CORTÉS M y MOODLEY Y (2011) The high Andes, gene flow and a stable hybrid zone shape the genetic structure of a wide-ranging South American parrot. *Frontiers in zoology* 8(1): 1-17

MASELLO JF y QUILLFELDT P (2012) ¿Cómo reproducirse exitosamente en un ambiente cambiante? Biología reproductiva del Loro Barranquero (*Cyanoliseus patagonus*) en el Noreste de la Patagonia. *El Hornero* 27(1): 73-88

MELO I, OCHOA-QUINTERO JM, DE OLIVEIRA ROQUE F Y DALSGAARD B (2018) A review of threshold responses of birds to landscape changes across the world. *Journal of Field Ornithology* 89 (4): 303-314

NAROSKY T E YZURIETA D (2010) Guía de identificación de aves de Argentina y Uruguay. Vazquez Mazzini Editores. Buenos Aires, Argentina

PÉREZ MR (2004) *Comportamiento del loro barranquero (*Cyanoliseus patagonus*) al dirigirse al dormidero comunal urbano, en la ciudad de Bahía Blanca.* Tesis de Licenciatura en Ciencias Biológicas. Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca

PEZZOLA A, WINSCHEL C Y SÁNCHEZ R (2004) Estudio multitemporal de la degradación del monte nativo en el partido de Patagones–Buenos Aires. *Boletín Técnico* 12: 1-11

PRUETT-JONES S (Ed.) (2021) Naturalized Parrots of the World: Distribution, Ecology, and Impacts of the World›s Most Colorful Colonizers. Princeton University Press

PUNTAL (2020) Una bandada de loros se asentó sobre el tendido eléctrico y provocó un apagón en Sampacho. (12 de mayo de 2020) https://www.puntal.com.ar/las/una-bandada-loros-se-asento-el-tendido-electrico-y-provoco-un-apagon-sampacho-n103941

QUIROGA L (2021) Pintan loros barranqueros para venderlos como amazónicos y multiplicar 10 veces su valor. *Diario de Cuyo.* (18 de marzo de 2021) https://www.diariodecuyo.com.ar/sanjuan/Denuncian-que-pintan-loros-barranqueros-para-venderlos-como-amazonicos-y-multiplicar-10-veces-su-valor-20210318-0039.html

REBOLO N, TELLA JL Y CARRETE M (2017) Urban conservation hotspots: Predation release allows the grass-

land-specialist burrowing owl to perform better in the city. *Scientific Reports* 7(1): 1-9

Rojas Martínez ME (2008) Estudio de la interacción entre las poblaciones de Loro Tricahue (*Cyanoliseus patagonus bloxami*), y la actividad agrícola en las comunas de Vicuña y Monte Patria, Región de Coquimbo, Chile. *Santiago de Chile: Servicio Agrícola y Ganadero, Ministerio de Agricultura, Gobierno de Chile*

Sanchez Angonova PA (2019) Bases para la mitigación de conflictos con el Loro Barranquero (*Cyanoliseus patagonus*) en el extremo austral bonaerense. Edición INTA. *Colección Divulgación Boletín técnico*

Sánchez RM (2011) *Historia de la evolución de las condiciones ambientales de los partidos bonaerenses Villarino y Patagones.* Jornada sobre "Evolución y Futuro del Desarrollo de Producciones Agrícola-Ganaderas en el SO Bonaerense" Bahía Blanca, Argentina

Sánchez R, Ballari S, Bucher E y Masello J (2016) Foraging by burrowing parrots has little impact on agricultural crops in north-eastern Patagonia, Argentina. *International Journal of Pest Management* 62(4): 326-335 https://doi.org/10.1080/09670874.2016.1198061

Sol D, González Lagos C, Moreira D, Maspons J y Lapiedra O (2014) Urbanisation tolerance and the loss of avian diversity. *Ecology letters* 17(8): 942-950

Speake MA (2015) Turismo ornitológico en Bahía Blanca. Caso de estudio: Colonias urbanas de loros barranqueros (*Cyanoliseus patagonus*). Tesis de Licenciatura en Turismo. Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca

Swift TL y Hannon SJ (2010) Critical thresholds associated with habitat loss: A review of the concepts, evidence, and applications. *Biological Reviews* 85(1): 35–53

Tella JL, Canale A, Carrete M, Petracci P y Zalba SM (2014) Anthropogenic nesting sites allow urban breeding in Burrowing Parrots *Cyanoliseus patagonus*. *Ardeola* 61: 311-321

Toft CA y Wright TF (2015) Parrots of the wild: A natural history of the world's most captivating birds. University of California Press

Zar JH (1999) Biostatistical analysis. Cuarta edición. Prentice-Hall, Upper Saddle River

Zeberio JM (2012) Avance de la frontera agropecuaria en el noreste patagónico y sus consecuencias en los procesos de desertificación y pérdida de biodiversidad. *Ciencia y Tecnología Ambiental. Un Enfoque Integrador. Asociación Argentina para el progreso de la ciencia, Buenos Aires*: 216-221

Zulian V, Müller ES, Cockle KL, Lesterhuis A, Júnior RT, Prestes NP y Ferraz G (2020) Addressing multiple sources of uncertainty in the estimation of global parrot abundance from roost counts: A case study with the Vinaceous-breasted Parrot (*Amazona vinacea*). *Biological Conservation* 248: 108672

Zulian V, Volinski AS, Petry MV, y Müller ES (2022) Variation in population size of the endangered vinaceous – breasted parrot, *Amazona vinaceae*, in a comunal roost in southern Brazil. *Ornitología Neotropical Society* 33(1):89-95

USO DEL PAISAJE URBANO POR EL ESTORNINO PINTO (*STURNUS VULGARIS*) DURANTE LAS ETAPAS REPRODUCTIVA Y NO REPRODUCTIVA

Facundo X. Palacio[1,2*], Lucía M. Ibañez[1,2], René E. Maragliano[3], Diego Montalti[1,2]

[1]Sección Ornitología, División Zoología Vertebrados, Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata, Buenos Aires, Argentina.
[2]Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Buenos Aires, Argentina.
[3]Instituto de Formación Docente y Técnica N° 35, Buenos Aires, Argentina.
*facundo_palacio@fcnym.unlp.edu.ar

Resumen.- El Estornino Pinto (*Sturnus vulgaris*) es una de las especies invasoras más perjudiciales del mundo debido a los impactos económicos y ecológicos que produce en las regiones que ha invadido. En el Cono Sur su distribución está en expansión, aunque varios aspectos de su ecología en esta región son poco conocidos. Con el objetivo de estudiar el uso del paisaje urbano por parte del Estornino Pinto en la ciudad de La Plata (Argentina) durante las épocas reproductiva y no reproductiva, analizamos el uso de huecos para nidificar y su relación con la cobertura de edificios y arbórea. Además, evaluamos diferencias en el número de estorninos entre las especies de plantas utilizadas como dormideros comunales. De 98 nidos, el 53.1% se ubicó en construcciones humanas, 29.6% en plantas (5 en huecos construidos por carpinteros), y 17.0% en nidos de Hornero (*Furnarius rufus*). La densidad de nidos en huecos de árboles y palmeras se relacionó positivamente con la cobertura de "árboles + palmeras" y de edificios. De 73 dormideros, la mayoría se ubicaron en Palmera Canaria (*Phoenix canariensis*) (52.0%) y Ciprés (*Cupressus* sp.) (30.1%), y en menor medida, en Pino (*Pinus* sp.) (13.7%). Detectamos una relación positiva entre el número de estorninos, el diámetro mayor y volumen de copa del dormidero. Además, el número de individuos que arribaban al dormidero mostró un pico alrededor de las 18:00 h. Nuestros resultados indican que los ambientes urbanos brindan recursos claves para la reproducción y refugio del Estornino Pinto en la región, los cuales facilitarían la expansión de su área de distribución.

Palabras clave: *Argentina, biología reproductiva, dormidero, especie invasora, La Plata, Sturnidae*

Abstract.- USE OF THE URBAN LANDSCAPE BY THE EUROPEAN STARLING (*STURNUS VULGARIS*) DURING THE BREEDING AND NON-BREEDING SEASONS. The European Starling (*Sturnus vulgaris*) is one of the most damaging invasive species in the world, due to the economic and ecological impacts they produce in the regions it has invaded. In the Southern Cone, its distribution is expanding, although various aspects of its ecology in this region are poorly understood. To assess the use of the urban landscape by the European Starling in La Plata city (Argentina) during the breeding and non-breeding seasons, we analyzed the use of cavities for nesting and its relationship with building and tree cover. In addition, we evaluated differences in the number of starlings between plant species used as communal roosts. Out of 98 nests, 53.1% were located in human constructions, 29.6% in plants, and 17.0% in Rufous Hornero (*Furnarius rufus*) nests. The density of nests in tree and palm hollows was positively related to tree and building cover. Out of 73 roosts, most were located in Canary Island Date Palm (*Phoenix canariensis*) (52.0%) and Cypress (*Cupressus* sp.) (30.1%), and to a lesser extent, in Pine (*Pinus* sp.) (13.7%). We detected a positive relationship between the number of starlings, the longest diameter and the volume of the crown of the roost. In addition, the number of individuals arriving at the roost showed a peak around 18:00 h. Our results indicate that urban environments provide key resources for the reproduction and refuge of the European Starling in the region, which would facilitate the expansion of its distribution range.

Keywords: *Argentina, breeding biology, invasive species, La Plata, roost, Sturnidae*

Recibido: 1 de julio de 2022; Aceptado: 27 de diciembre de 2022

El Estornino Pinto (*Sturnus vulgaris*) es una de las especies de aves invasoras más abundantes y perjudiciales del mundo (Lowe et al. 2000). Es nativa de Eurasia y Norte de África, y ha sido introducida en diversas partes del mundo, como Estados Unidos, México, Sudáfrica, Australia, Nueva Zelanda, Argentina, islas del Pacífico y del Caribe (Craig y Feare 2009). Más recientemente, se ha documentado su presencia en Uruguay (Mazzulla 2013), Brasil (Silva et al. 2017), Chile (Barros y Merlo 2021) y Paraguay (Fast 2021). En Argentina, fue introducida en 1987 en la ciudad de Buenos Aires (Pérez 1988, Schmidtuz y Agulián 1988), y desde entonces, ha ampliado su distribución hacia gran parte del centro y norte del país (Peris et al. 2005, Zufiaurre et al. 2016, Codesido y Drozd 2021), incluyendo las provincias de Buenos Aires, Santa Fe, Entre Ríos, Córdoba, Tucumán, Mendoza, San Juan, La Pampa y Corrientes (Di Giácomo et al. 1993, Isacch e Isacch 2004, Jensen

2008, Klavins y Álvarez 2012, Lucero 2013, Ortiz et al. 2013, Gomez et al. 2019, Liébana et al. 2020, Mendoza y Sorroche 2020).

El Estornino Pinto causa severos daños al sector agropecuario, transmite patógenos a animales domésticos y seres humanos (Cabe 2021), y compite con aves nativas por cavidades para nidificar (Koenig 2003, Frei et al. 2015), constituyendo una gran amenaza para los ecosistemas donde ha sido introducido. Durante la época reproductiva (septiembre a diciembre), la especie utiliza distintos tipos de cavidades, tanto naturales como artificiales, para nidificar (Ibañez 2015). Por ejemplo, en las áreas verdes de los centros urbanos utiliza nidos construidos por Carpintero Real (*Colaptes melanochloros*) y Carpintero Campestre (*C. campestris*) (Rebolo Ifrán y Fiorini 2010). En las áreas edificadas, utiliza principalmente techos de casas, postes de luz y luminarias (Ibañez 2015), pero también nidos de Hornero (*Furnarius rufus*) (Rizzo 2010). La competencia con aves nativas es difícil de evaluar (Palacio et al. 2016), pero se han observado encuentros agonísticos con especies nativas y usurpación de nidos de Carpintero Real (Rebolo Ifrán y Fiorini 2010), Carpintero Campestre y Hornero (Rizzo 2010, Ibañez et al. 2017) en áreas urbanas y periurbanas. Recientemente, Jauregui et al. (2021) encontraron que individuos de Carpintero Real y Carpintero Campestre atacaban y realizaban llamadas de alarma más frecuentes en respuesta a la presentación de modelos de estorninos, que con respecto a un modelo de depredador (Comadreja Overa *Didelphis albiventris*) y a una especie no competidora (Zorzal Colorado *Turdus rufiventris*). En conjunto, estas interacciones sugieren que el estornino representaría una amenaza para la avifauna local, tanto en ambientes naturales como en ambientes urbanos.

Durante la temporada no reproductiva, los estorninos forman dormideros comunales (Feare 1984, Clergeau y Quenot 2007), que pueden congregar entre miles y millones de individuos (Symonds 1961, Stewart 1973, Bozzo et al. 2021), generalmente ubicados en centros urbanos y periurbanos, tanto en árboles como en edificaciones (Feare 1984). Aunque la especie muestra una gran flexibilidad en cuanto al uso de dormideros urbanos, generalmente utiliza árboles altos y copas compactas en sitios con dosel cerrado, alta densidad y cobertura arbórea (Lyon y Caccamise 1981, Micacchion y Townsend 1983, Clergeau y Quenot 2007). Los dormideros son congregaciones dinámicas, con una estacionalidad marcada, y pueden cambiar de año a año. Entender la dinámica temporal del dormidero a escala interanual resulta clave para detectar cambios en las poblaciones a lo largo del tiempo. A nivel de dormidero, describir la dinámica temporal de arribo permite estimar la abundancia de estorninos de forma sencilla y eficiente. Durante el otoño-invierno en Argentina es común observar bandadas de varios cientos de individuos realizando vuelos sincronizados previo al ingreso en los dormideros en horas del atardecer (Ibañez et al. 2017). Antes de ingresar al dormidero, las bandadas realizan diversos despliegues altamente sincronizados que varían en forma y tamaño dependiendo del riesgo de depredación (Carere et al. 2009). Típicamente, la actividad de ingreso al dormidero comienza con unos pocos individuos, muestra un pico máximo de actividad donde ingresan un gran número de individuos, y luego disminuye nuevamente con el ingreso de unos pocos individuos (Jumber 1956). En el único estudio realizado en Argentina sobre dormideros de estorninos (Girini et al. 2014) encontraron que utilizan varias especies de plantas perennifolias como dormidero (principalmente Palmera Canaria *Phoenix canariensis*, pero también Ciprés *Cupressus* sp., Cedro *Cedrus* sp. y Gomero *Ficus elastica*). Además, la selección del dormidero se encuentra asociada a una mayor cobertura de copa del dormidero y un mayor número de Palmeras Canarias en el área circundante (Girini et al. 2014).

En conjunto, las áreas urbanas ofrecen una gran diversidad de recursos para los estorninos a lo largo del año, por lo que el estudio de la biología básica de esta especie permite entender cómo una especie invasora prospera y se adapta a los ambientes urbanos, contribuyendo al incremento de sus poblaciones y a su expansión geográfica (Cadotte et al. 2017). En el caso del Estornino Pinto, las áreas urbanas podrían funcionar como focos potenciales de individuos (fuentes de propágulos; Lockwood et al. 2005) que favorezcan la invasión de áreas naturales circundantes (Zufiaurre et al. 2016). Por lo tanto, información sobre el uso de hábitat en ambientes urbanos resulta crucial para la toma de decisiones y potenciales medidas de manejo o erradicación (Ibañez et al. 2016). En particular, esta información resultaría útil en la identificación de nidos en la época reproductiva y de congregación de un gran número de individuos en la época no reproductiva para medidas de control o mitigación, así como de sitios aptos para la ubicación de nidos y dormideros para controles preventivos. Sin embargo, el conocimiento sobre su reproducción y la formación de dormideros, particularmente en áreas urbanas, es aún escaso en Argentina. En este estudio, analizamos el uso de nidos y dormideros en la época reproductiva y no reproductiva en un área urbana. Para esto, localizamos nidos para evaluar la relación de su densidad con características

del paisaje, y dormideros para analizar su uso y la dinámica temporal de arribo al dormidero. En particular, nuestros objetivos fueron: (1) evaluar la relación entre la densidad de nidos y elementos del paisaje urbano, (2) describir la relación entre la abundancia de estorninos y características del dormidero, y (3) analizar la variación temporal en la abundancia de estorninos en los dormideros, tanto a escala interanual como a nivel de dormidero (dinámica de arribo al dormidero).

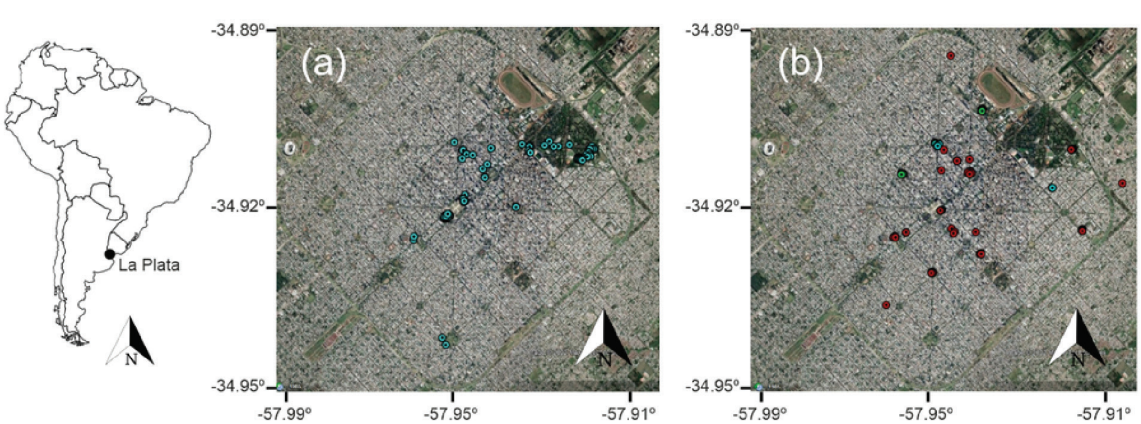
MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se realizó en la ciudad de La Plata (34°55'S, 57°57'O, 26 msnm), noreste de la provincia de Buenos Aires, Argentina (Fig. 1). El casco urbano cuenta con una población de 196 527 habitantes (Lódola y Brigo 2011) y delimita un cuadrado de 2500 ha, con 22 plazas y 3 parques simétricamente distribuidos en las intersecciones de las avenidas (Fig. 1; Katz 2007). Las principales especies de árboles son Jacarandá (*Jacaranda mimosifolia*), Paraíso (*Melia azedarach*), Naranjo Agrio (*Citrus* × *aurantium*), Plátano (*Platanus acerifolia*), Tilo (*Tilia* × *moltkei*), Arce Negundo (*Acer negundo*) y Ligustro (*Ligustrum lucidum*) (Palacio y Montalti, en prensa). El clima es templado húmedo, con precipitaciones promedio anual de 1007 mm y una temperatura promedio anual de 15.8 °C.

Búsqueda de nidos

Entre septiembre y diciembre de 2017 se realizaron búsquedas intensivas de nidos de estorninos entre las 8:00 y 12:00 h. Las búsquedas se realizaron en 21 sitios de muestreo (de aquí en adelante denominados "sitios de muestreo de nidos") seleccionados de forma aleatoria; 10 correspondieron a plazas y parques, mientras que 11 correspondieron a manzanas edificadas. En el caso de las manzanas, las observaciones se realizaron en transectas de 20 m de ancho (límite entre ambas veredas) circunscribiendo la manzana, mientras que las plazas y parques se recorrieron en su totalidad. Al detectar un estornino observamos su comportamiento con el fin de determinar si estaba nidificando. Se tomó como evidencia de nidificación el ingreso frecuente por parte de un estornino o pareja a una cavidad con material de construcción (ramas, hojas), con alimento (artrópodos, frutos) o el sonido de pichones dentro de una cavidad. Al localizar un nido se registró el sustrato utilizado (especie de planta, nido de Hornero, hueco de árbol o palmera, edificio o luminaria). Posteriormente, delimitamos polígonos en una imagen satelital (Google Earth 2022, 25 de octubre de 2017) de cada sitio de muestreo de nidos. A su vez, en cada polígono, delimitamos una serie de polígonos de las siguientes coberturas: arboledas, árboles y palmeras aislados, césped y edificios (i.e., cualquier tipo de construcción humana destinada a vivienda o al desarrollo de una actividad). Luego, medimos sus áreas con la herramienta "Medir" en Google Earth y calculamos el porcentaje de cobertura de "árboles + palmeras", edificios y césped (como porcentajes en relación al área total de cada sitio de muestreo de nidos). Analizamos estas coberturas debido a que son las principales utilizadas en la reproducción y en la alimentación de la especie (Tinbergen 1981, Bruun y Smith 2003, Palacio et al. 2016, Heldbjerg et al. 2017).



Localización de dormideros y conteos de individuos

Entre junio y septiembre de 2013 y 2014 (10 días en cada año) realizamos búsquedas de dormideros siguiendo la metodología descrita en Girini et al. (2014). Como criterio operativo, consideramos que un dormidero estaba localizado en un único árbol o palmera, denominado "sitio de dormidero" (Feare 1984, Girini et al. 2014). Para localizar dormideros, grupos de 2 a 4 observadores visitaron las plazas y parques (de aquí en adelante, "sitios de muestreo de dormideros") por única vez entre las 17:00 y 19:00 h con el fin de detectar y seguir a las bandadas de estorninos hasta el dormidero (ubicados en plazas, parques, calles o patios de edificios) (Girini et al. 2014). En cada plaza y parque los observadores se ubicaron en el centro para detectar individuos que ingresaran a los dormideros. Este diseño nos permitió recorrer la ciudad de forma sistemática, así como obtener la mayor visibilidad posible para la detección de estorninos. El mismo método se aplicó en los dos años. Algunos de los sitios de muestreo de dormideros coincidieron con los sitios de muestreo de nidos. Una vez detectados los dormideros, se identificó la especie de planta utilizada y se contó la cantidad de individuos que ingresaban y salían del dormidero. Las observaciones se realizaron a una distancia mínima de 15 m del dormidero, lo cual permitió una visibilidad óptima para el conteo de individuos (Bibby et al. 2000). Para obtener información de la dinámica temporal de arribo a los dormideros, se realizaron conteos de individuos en un mismo dormidero a intervalos de tiempo regulares entre el 2 de junio y 17 de julio de 2014. Para esto, contamos el número de individuos que ingresaban y salían de 21 dormideros en un período de 60 min en intervalos de 10 min, entre las 17:30 y 18:30 h en un mismo día. Observamos que este horario y período de tiempo eran suficientes para registrar la actividad completa de los estorninos que arribaban a los dormideros (ver Resultados). Si bien esta metodología no permite identificar si los individuos que ingresan y salen son los mismos, la diferencia de ambas cantidades es una estimación del número de individuos presentes en el dormidero. Finalmente, para establecer relaciones entre la abundancia de estorninos y características del dormidero, entre el 2 de junio y 11 de septiembre de 2014 tomamos medidas de 9 dormideros (5 Palmeras Canarias, 3 Cipreses y 1 Pino), incluyendo diámetro mayor y menor de copa, altura, diámetro a la altura del pecho (DAP), distancia de la copa al suelo y forma de la copa (elipsoidal o cónica).

Análisis de datos

Para analizar la relación entre el número de nidos y las variables de hábitat, ajustamos cuatro modelos lineales generalizados (GLMs; Palacio 2018) con el número total de nidos, el número de nidos ubicados en construcciones humanas, el número de nidos ubicados en plantas y el número de nidos ubicados en nidos de Hornero como variables respuesta (un modelo por cada variable respuesta). Cada modelo incluyó los siguientes predictores: cobertura de edificios, cobertura de árboles + palmeras y cobertura de césped. Las correlaciones entre las coberturas fueron bajas a moderadas (r = 0.19 entre césped y árboles + palmeras, r = -0.59 entre árboles + palmeras y edificios, y entre césped y edificios), para tener posibles problemas de colinealidad ($|r| < 0.7$; Dormann et al. 2013). Para el número de nidos ubicados en plantas, utilizamos una distribución del error de Poisson y función de enlace logaritmo; para el resto de los modelos utilizamos GLMs quasi-Poisson para considerar efectos de sobredispersión (parámetros de dispersión de los tres modelos 7.0 – 16.1). En todos los casos, incluimos el ln(área) como variable compensadora para tener en cuenta las diferencias en la cantidad de nidos detectados debidas al esfuerzo de muestreo. De lo contrario, una mayor abundancia de nidos podría deberse simplemente a un mayor esfuerzo de muestreo. Por lo tanto, la variable respuesta corresponde a la densidad de nidos.

Como línea de base, tomamos los datos de abundancia de estorninos en dormideros de la ciudad de La Plata tomados en 2009 de Girini et al. (2014) y los reanalizamos teniendo en cuenta los años 2013 y 2014. Para evaluar diferencias en el número de individuos por dormidero entre años y especies de plantas utilizamos un GLM incluyendo el número de individuos como variable respuesta (distribución binomial negativa, función de enlace logaritmo), y el año y la especie como predictores. A posteriori, se realizaron comparaciones múltiples con la prueba de Tukey. Para determinar asociaciones entre características del dormidero y el número de individuos por dormidero, ajustamos dos GLMs debido al bajo tamaño muestral (distribución binomial negativa, función de enlace logaritmo) entre el número de individuos (variable respuesta), el diámetro mayor de copa y el volumen de copa (predictores). Esta última variable se estimó utilizando las ecuaciones para el volumen de un elipsoide (en el caso de la Palmera Canaria) y de un cono (en el caso del Pino y Ciprés), respectivamente: $V_e = \frac{2}{3}\pi abh$ y $V_c = \frac{1}{3}\pi abh$, donde a y b son los

diámetros mayor y menor de copa, y *h* es la altura de la copa (diferencia entre la altura total y la altura copa - suelo). Para analizar la dinámica temporal de arribo al dormidero, ajustamos un modelo aditivo generalizado mixto (GAMM por sus siglas en inglés), que permite analizar relaciones no lineales complejas entre variables respuesta y predictores (Palacio 2018). Este modelo (distribución del error de Poisson, función de enlace logaritmo) incluyó una función suave (spline) del tiempo como efecto fijo, la identidad del dormidero como efecto aleatorio y una estructura de correlación para considerar los efectos de autocorrelación temporal de la serie. Para esto, utilizamos un modelo autorregresivo de orden 1, donde los residuos en el tiempo *t* son función de los residuos en el tiempo *t* – 1 (Zuur et al. 2009). Debido al bajo tamaño muestral, restringimos el máximo número de nodos a cinco para evitar un sobreajuste. Los gráficos de residuos y pruebas de la selección de la dimensión de la base indicaron que este número de nodos fue adecuado para no forzar, al mismo tiempo, un subajuste (P = 0.06 para la variable "tiempo"; función gam.check del paquete mgcv; Wood 2017). También ajustamos un segundo modelo sin estructura temporal de residuos, considerando la identidad del dormidero como spline aleatorio (i.e., una curva diferente para cada dormidero), ya que es posible que cada dormidero muestre picos de actividad diferente. Como este modelo fue sustancialmente más parsimonioso (criterio de información de Akaike = 342.2 vs 1738.0), optamos por utilizar este segundo modelo.

Todos los análisis y gráficos fueron realizados en el software R 4.0.2 (R Core Team 2020), utilizando los paquetes rgdal (Bivand et al. 2020), MASS (Venables y Ripley 2002), multcomp (Hothorn et al. 2008), mgcv (Wood 2017) y ggplot2 (Wickham 2016).

RESULTADOS

Localizamos 98 nidos (Fig. 1), 74 (75.5%) de los cuales se ubicaron en manzanas, mientras que el resto se ubicaron en parques y plazas. En cuatro plazas y dos manzanas no detectamos nidos de estorninos. El área promedio de las manzanas muestreadas fue de 14 071.7 m^2 ± 6627.3 m^2, mientras que el de las plazas y parques fue de 50 727.6 m^2 ± 44 452.1 m^2. Teniendo en cuenta todos los sitios de muestreo de nidos, la cobertura de árboles + palmeras fue, en promedio, relativamente mayor a la cobertura de edificios y de césped, aunque con valores similares de variabilidad (cobertura de árboles + palmeras = 37.2% ± 18.5%, rango = 0.05 – 68.2%, cobertura de edificios = 14.1% ± 17.7%, rango = 0.05 – 68.0%, cobertura de césped = 15.37% ± 11.58%, rango = 0.01 – 48.5%). La densidad promedio de nidos por sitio de muestreo de nidos fue de 3.31 ± 5.10 nidos/ha (rango = 0.0 – 20.0 nidos/ha, n = 21). La densidad de nidos (i.e., abundancia controlada por el área de muestreo) ubicados en plantas se relacionó positivamente con la cobertura de árboles + palmeras, y en menor medida, con la cobertura de edificios (Tabla 1, Fig. 1). La densidad de nidos totales,

Variable respuesta	Predictor	Coeficiente	Error estándar	*Z*	*P*
Densidad de nidos totales	Intercepto	**-8.152**	2.037	-4.000	< 0.001
	Cobertura de árboles + palmeras (%)	-0.012	0.032	-0.210	0.713
	Cobertura de edificios (%)	0.019	0.034	1.281	0.586
	Cobertura de césped (%)	-0.026	0.049		0.605
Densidad de nidos en construcciones humanas	Intercepto	**-8.128**	1.820	-4.466	< 0.001
	Cobertura de árboles + palmeras (%)	-0.038	0.034	-1.094	0.289
	Cobertura de edificios (%)	0.022	0.031	0.719	0.481
	Cobertura de césped (%)	-0.015	0.046	-0.330	0.745
Densidad de nidos en árboles y palmeras	Intercepto	**-13.862**	2.095	-6.6186	< 0.0001
	Cobertura de árboles + palmeras (%)	**0.079**	0.027	2.991	0.003
	Cobertura de edificios (%)	**0.051**	0.027	1.895	0.048
	Cobertura de césped (%)	-0.038	0.041	-0.917	0.359
Densidad de nidos en nidos de Hornero	Intercepto	**-6.920**	2.896	-2.389	0.027
	Cobertura de árboles + palmeras (%)	-0.126	0.085	-1.479	0.155
	Cobertura de edificios (%)	-0.016	0.064	-0.257	0.800
	Cobertura de césped (%)	0.025	0.058	0.438	0.666

de aquellos ubicados en nidos de Hornero y en construcciones humanas no se relacionó con la cobertura de árboles + palmeras ni de edificios (Tabla 1).

Del total de nidos, 52 (53.1%) se ubicaron en construcciones humanas (50% en huecos de pared y 3.1% en luminarias), 29 (29.6%) en plantas (13.3% en huecos de árboles y 16.3% en palmeras), y 17 (17.3%) en nidos de Hornero. En cinco casos, los estorninos construyeron nidos en huecos excavados por carpinteros (cuatro en Palmera Canaria y uno en un árbol seco).

En los tres años en conjunto, se identificaron un total de 73 dormideros (34 en 2009, 18 en 2013 y 21 en 2014; Fig. 1), en los cuales se pudieron contar individuos solo en 46 de estos debido su inaccesibilidad (interior de viviendas). Del total de dormideros, el 54.8% (n = 40) se ubicaron en plazas y parques, mientras que el resto se ubicaron en calles o patios de edificios. La mayoría de los dormideros se ubicaron en Palmera Canaria (52.0%) y Ciprés (30.1%), y en menor medida, en Pino (13.7%), Cedro (*Cedrus* sp.) (n = 1), Gomero (n = 1) y Palo Borracho (*Ceiba speciosa*) (n = 1), todas especies perennifolias, excepto el Palo Borracho. Encontramos diferencias significativas en la abundancia entre años (devianza = 34.46, gl = 2, n = 46, P < 0.0001) y especies de plantas (devianza = 15.38, gl = 3, n = 46, P < 0.001; Tabla 2). En particular, detectamos una disminución del número de individuos por dormidero a través del tiempo (2009: 547 ± 484, rango = 63 – 1233, 2013: 168 ± 146, rango = 13 – 609, 2014: 52 ± 107, 2 – 488) (Fig. 3a), con un mayor número de estorninos en Pino (315 ±

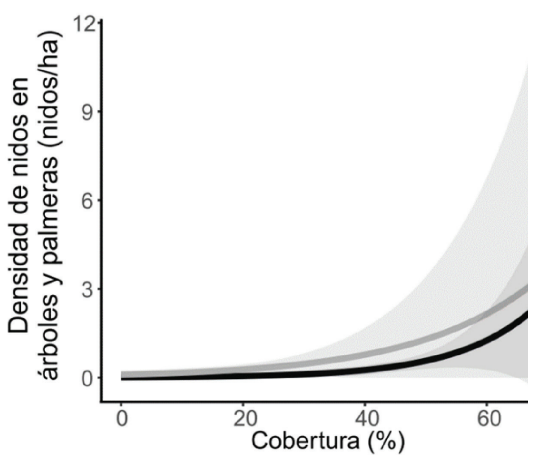


Figura 2. Densidad de nidos en árboles y palmeras (n = 23 parques, plazas y calles) en relación a la cobertura de árboles + palmeras y edificios. Se muestran las curvas de un modelo lineal generalizado (distribución del error de Poisson, función de enlace logaritmo) para la cobertura de edificios (línea negra) y la cobertura de árboles + palmeras (línea gris). Las bandas grises representan los intervalos de confianza al 95%.

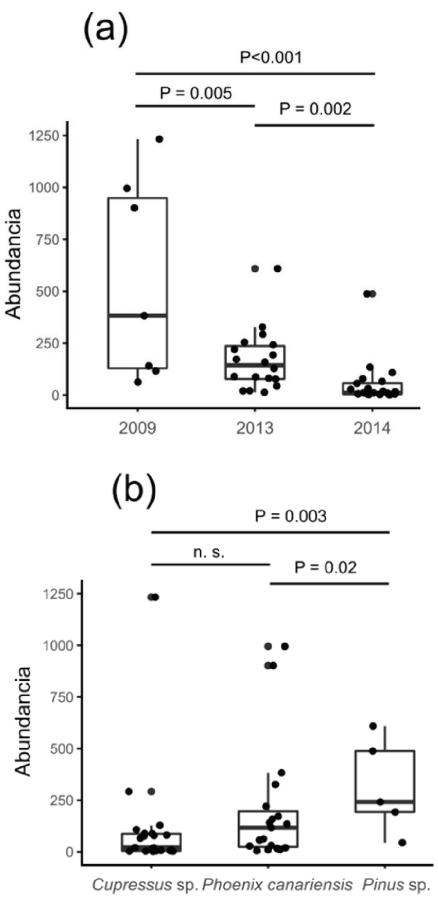


Figura 3. Abundancia de estorninos por dormidero (n = 46 dormideros) en función del año (a) y de la especie de planta utilizada como dormidero (b). Se muestran gráficos de cajas para cada categoría. Los valores de P se corresponden con las pruebas de Tukey para comparaciones múltiples. Los puntos representan dormideros individuales a los cuales se les agregaron ruido aleatorio. n. s.: no significativo.

Tabla 2. Relación entre la abundancia de estorninos por dormidero, el año y la especie de planta utilizada como dormidero en la ciudad de La Plata (n = 46). Se muestran los resultados de un modelo lineal generalizado (distribución del error binomial negativa, función de enlace logaritmo). Los valores en negrita son significativos (P < 0.05).

Predictor	Coeficiente	Error estándar	*Z*	*P*
Intercepto (*Cupressus* sp. - año 2009)	**6.139**	0.483	12.723	< 0.0001
Año (2013)	**-1.544**	0.497	-3.109	0.002
Año (2014)	**-2.739**	0.470	-5.830	< 0.0001
Especie (*Phoenix canariensis*)	0.256	0.345	0.744	0.457
Especie (*Pinus* sp.)	**1.695**	0.522	3.245	0.001

229) comparado Palmera Canaria (200 ± 285) y Ciprés (111 ± 266). Estas dos últimas no mostraron diferencias significativas entre sí (Fig. 3b). Encontramos una relación positiva entre la abundancia de estorninos, el diámetro mayor de copa (coeficiente = 0.33, error estándar = 0.13, n = 9, P = 0.01) y el volumen de copa (coeficiente = 0.001, error estándar = 0.0005, n = 9, P = 0.03), independiente de la especie de planta. En cuanto a la dinámica temporal de arribo, detectamos un efecto no lineal del tiempo sobre el número de estorninos que ingresaban al dormidero (grados de libertad efectivos del spline = 54.9, χ^2 = 2417, n = 21, r^2 = 0.99, P < 0.0001). En particular, el número de individuos que arribaban se incrementó gradualmente a partir de las 17:30 h y mostró un pico minutos antes de las 18:00 h, para luego disminuir de forma similar hasta las 18:20 h (Fig. 4). Aunque hubo variabilidad en el pico de ingreso de individuos, las diferencias de tiempo entre los picos de cada dormidero no excedieron mayormentre los 10 min (Fig. 4).

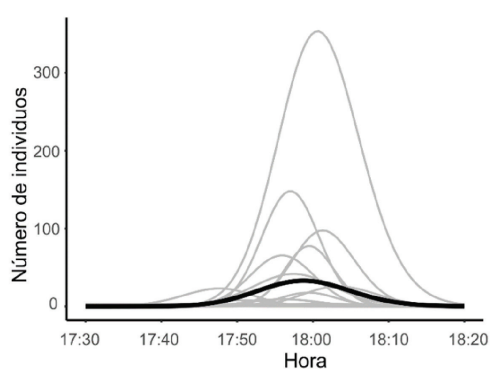


Figura 4. Dinámica temporal de arribo de los estorninos al dormidero en la ciudad de La Plata (n = 21 dormideros). La línea negra representa el ajuste (poblacional) de un modelo aditivo generalizado mixto (distribución del error de Poisson, función de enlace logaritmo), mientras que las curvas grises representan las predicciones para cada dormidero (efecto aleatorio).

DISCUSIÓN

En este trabajo aportamos la primera descripción del uso del paisaje urbano en la época reproductiva por el Estornino Pinto y ampliamos la información de aspectos vinculados a la dinámica de la formación de dormideros en la época no reproductiva. En ambos casos, las características del ambiente (coberturas de edificios y árboles + palmeras en el caso de las cavidades utilizadas para nidificar, y la especie y el tamaño de la copa en el caso de los dormideros) son factores clave en determinar el uso de hábitat por parte de la especie en ambientes urbanos.

La densidad de nidos ubicados en árboles y palmeras se relacionó positivamente con la cobertura de árboles + palmeras. En este caso, no podemos determinar si se debió a una selección por parte de la especie o a una mayor disponibilidad de sitios para nidificar. Sin embargo, la densidad de nidos en plantas también se relacionó positivamente con la cobertura de edificios. Como ambas coberturas se relacionaron negativamente entre sí, la hipótesis más plausible es que la especie selecciona sitios con alta cobertura de edificios para nidificar en huecos de árboles. En un estudio de selección del sitio de nidificación en un gradiente rural-urbano de Francia, Mennechez y Clergeau (1997) encontraron un mayor valor de índice de nidificación (estimado como el número de potenciales parejas reproductoras asociadas a una cavidad) en el centro urbano con respecto a la periferia, que respondió principalmente a la escala de macrohábitat (alrededor de los 100 m). En particular, estos autores encontraron una relación negativa entre el índice de nidificación y la fragmentación del césped (estimada como la relación perímetro/superficie), y no encontraron relaciones con la cobertura de edificios, cobertura de césped, fragmentación de áreas edificadas ni heterogeneidad del paisaje (Mennechez y Clergeau 1997). En otro estudio en el que se ubicaron cajas nido en un área semirrural de Estados Unidos, la probabilidad de ocupación de cajas aumentó con la cercanía a edificios, lo cual representaría un indicador de la disponibilidad de césped corto, áreas utilizadas para alimentarse (Pfeiffer et al. 2019). Si bien estos estudios sugieren que el uso de sitios con alta cobertura de edificios podría ser también un indicador de una selección hacia sitios con mayor cobertura de césped, nuestros resultados no mostraron una relación entre la densidad de nidos y la cobertura de césped. Teniendo en cuenta que más del 50% de los nidos se localizaron en construcciones humanas, esto revela la importancia de la urbanización para el establecimiento de la especie.

Además, encontramos que casi un 20% de los huecos utilizados para nidificar correspondieron a nidos de Hornero. El uso de nidos de Hornero como sitio de nidificación por estorninos ha sido reportado previamente (Rizzo 2010). Sin embargo, nuestros resultados sugieren que este comportamiento podría resultar más común en áreas urbanas de lo que se pensaba. A pesar de que las áreas edificadas brindan una gran diversidad de huecos para nidificar, algunos estudios indican que la urbanización afecta de forma negativa al éxito reproductivo de la especie. Por ejemplo, Mennechez y Clergeau (2006) encontraron que pichones de Estornino Pinto criados en áreas urbanas recibían

alimento insuficiente y tenían menor masa corporal que pichones criados en áreas periurbanas. Como el Hornero es exclusivo de Sudamérica, sería interesante escudriñar el efecto que tienen sus nidos en el éxito reproductivo del Estornino Pinto.

Por otra parte, encontramos que los dormideros comunales pueden congregar una gran cantidad de estorninos, superando los 1000 individuos. En comparación con otras regiones, tanto en su rango nativo como exótico, estos valores son relativamente bajos. Por ejemplo, en algunos dormideros de Europa se han estimado 2 millones de individuos, mientras que en dormideros de Israel ascienden a 5–8 millones (Craig y Feare 2009). Los dormideros del hemisferio norte (en su rango nativo y exótico) suelen localizarse en áreas edificadas y masas forestales, pero es en estas últimas donde alcanzan mayores números. Por ejemplo, un dormidero en un bosque de Carolina del Norte, Estados Unidos, albergaba 306 707 individuos en 3.20 ha (Stewart 1973). En Ohio, Estados Unidos, Micacchion y Townsend (1983) estimaron la abundancia de estorninos en 14 dormideros localizados en bosques de árboles deciduos, que variaron entre 20 000 (0.04 ha) y 220 000 individuos (2.75 ha). En un estudio sobre dormideros en centros urbanos de Gran Bretaña, la abundancia de estorninos varió entre 1000 y 100 000 individuos, llegando a ocupar la mampostería de entre 6 y 40 manzanas (Potts 1967). En ningún año detectamos dormideros en edificios. El bajo número de individuos y área ocupada comparados con el de otras regiones podría deberse al tiempo insuficiente que ha tenido la especie para lograr una explosión demográfica, como ha sucedido en otros países donde ha sido introducido, como Estados Unidos, Sudáfrica y Nueva Zelanda (Feare 1984). Por otra parte, encontramos una disminución en el número de estorninos promedio por dormidero a lo largo del tiempo. Sin embargo, al comparar las abundancias totales por año, en 2009 y 2013 fueron similares (3834 vs 3034), mientras que el número de dormideros muestreados fue menor en 2009 (7 vs 18). Esto sugiere que los estorninos empezaron a utilizar más dormideros, con un menor número de individuos por dormidero. Esta podría ser una estrategia de dispersión de la especie hacia nuevas áreas que contribuya a su expansión geográfica, ya que muestra una gran flexibilidad en la selección del sitio del dormidero, pudiendo cambiar de sitio según su disponibilidad en el ambiente (Morrison y Caccamise 1985, Clergeau y Quenot 2007, Klug y Homan 2020). Debido a que varios dormideros cambiaron a lo largo del tiempo (algunos sitios de dormidero dejaron de utilizarse y aparecieron otros nuevos), es posible que la diferencias en las abundancias entre años pueda deberse también a cambios en las características ambientales en entono al dormidero. La gran mayoría de las especies de plantas utilizadas como dormidero fueron especies perennifolias (particularmente Ciprés y Palmera Canaria) lo cual es consistente con diversos estudios que sugieren que este tipo de especies ofrecen un microclima más favorable ante las bajas temperaturas nocturnas (e.g., Gochfeld 1978, Glahn et al. 1994, Clergeau y Simonnet 1996, Girini et al. 2014). Nuestros resultados también indican que el tamaño de la copa (diámetro y volumen) es importante en determinar el número de individuos que pueden acceder a un dormidero, independientemente de la especie de planta utilizada. Esto podría deberse a que un mayor tamaño de copa permite albergar un mayor número de individuos. Por ejemplo, el volumen de copa fue mayor en el único individuo de Pino con datos de volumen (2351.3 m^3, n = 1) con respecto al Ciprés (media = 194.2 ± 121.3 m^3, n = 3) y a la Palmera Canaria (media = 76.2 ± 25.9 m^3, n = 5). Así, el mayor número de individuos detectados en Pino podría reflejar simplemente un mayor espacio disponible para ser ocupado, en lugar de una selección por esta especie. Estos resultados coinciden con Clergeau y Quenot (2007), quienes encontraron que los dormideros urbanos tenían mayores dimensiones (altura, radio y volumen) de copa que sitios aleatorios en un área urbana de Francia. Según este estudio, los estorninos también seleccionaron árboles de forma cónica en lugar de esférica (Clergeau y Quenot 2007). Esto en parte concuerda con nuestros resultados ya que el Pino tiene una copa de forma cónica, aunque las abundancias de estorninos entre Ciprés (especie con copa de forma cónica) y Palmera Canaria (especie con copa de forma elipsoidal) no difirieron significativamente entre sí. De forma similar, Girini et al. (2014) encontraron que la cobertura del dormidero, junto con la abundancia de Palmeras Canarias circundantes, fue la variable más importante en la selección del sitio de dormidero, en comparación con otras variables del entorno del dormidero (e.g., riqueza y abundancia de árboles, altura promedio de los árboles, área basal total) en la ciudad de La Plata. Por lo tanto, la selección del sitio del dormidero parece estar más relacionada a características de la planta utilizada, que al ambiente circundante.

La dinámica temporal de arribo al dormidero es la misma reportada en otros estudios donde los estorninos comienzan a ingresar al dormidero en las horas del atardecer (Jumber 1956, Symonds 1961,

Clergeau 1990, Carere et al. 2009, Wojciechowski y Nowakowski 2016). En dos dormideros de Pensilvania, Estados Unidos, Jumber (1956) encontró una gran similitud en su dinámica de arribo, mostrando una actividad total de 25-30 min, con un pico de actividad a los 10-20 min del ingreso de los primeros individuos. En nuestra área de estudio, la puesta del sol en invierno (junio-septiembre) varía entre las 17:48 y 18:47 h, la cual coincidió con los picos de ingreso de los estorninos a los dormideros. Esto se debe a que el estímulo que inicia el comportamiento formación de los dormideros depende de la intensidad de la luz y la puesta del sol (Davis y Lussenhop 1970). Nuestros resultados muestran que el arribo a los dormideros se realiza de forma muy sincronizada y con un pico de actividad bien definido, aunque en números mucho menores a los reportados en el hemisferio norte (Feare 1984). En este sentido, la metodología utilizada resultaría adecuada, precisa y de fácil aplicación para el monitoreo de la especie durante la época no reproductiva. Futuros estudios deberían enfocarse en la dinámica anual de la formación de dormideros (Caccamise et al. 1983, Wojciechowski y Nowakowski 2016), así como en la formación de pre-dormideros (*sensu* Jumber 1956) en las áreas circundantes a los dormideros (Summers 1989), ya que permitirían la identificación rápida de focos de congregación de individuos en la época no reproductiva, con posibles aplicaciones para su control y mitigación.

En conclusión, nuestros resultados sugieren que los ambientes urbanos aportan dos recursos clave para el establecimiento y reproducción del Estornino Pinto en Argentina: (1) cavidades en construcciones humanas y en árboles, así como nidos de Hornero, disponibles para la nidificación de la especie; y (2) árboles y palmeras para el establecimiento de dormideros durante otoño-invierno. Más aún, las características del hábitat (la cobertura de edificios y árboles + palmeras en el caso de los huecos utilizados para nidificar, y el tamaño de la copa en el caso de los dormideros) son determinantes claves del uso de sitios para reproducirse y refugiarse por parte de la especie. Estos recursos le facilitarían al Estornino Pinto expandir su área de distribución. Por lo tanto, la información obtenida en este estudio contribuye no solo al conocimiento de la ecología básica del Estornino Pinto en ambientes urbanos, sino también a caracterizar aspectos reproductivos y no reproductivos que podrían tener valor en la toma de decisiones y manejo. Por ejemplo, incluyendo el monitoreo de dormideros en la época no reproductiva y de zonas arboladas durante la época reproductiva para detectar cambios poblacionales y eventualmente tomar medidas de erradicación

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a Juan Manuel Girini, Clara Trofiño, Jenaro Correa, Scarlett Méndez y Facundo Quintela por su ayuda en el muestreo de los dormideros. Karina L. Speziale y cuatro revisores anónimos mejoraron versiones previas del manuscrito.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

Barros R y Merlo F (2021) Primeros registros de Estornino Pinto en Chile ¿Un nuevo capítulo de su invasión en el Cono Sur? *La Chiricoca* 27:26 –31

Bibby CJ, Burgess ND, Hillis DM, Hill DA y Mustoe S (2000) *Bird census techniques*. Academic Press, London

Bivand R, Keitt T y Rowlingson B (2020) rgdal: bindings for the 'Geospatial' Data Abstraction Library, v. 1.5-16. https://CRAN.R-project.org/package=rgdal

Bozzo F, Tarricone S, Petrontino A, Cagnetta P, Maringelli G, La Gioia G, Fucilli V y Ragni M (2021) Quantification of the Starling population, estimation and mapping of the damage to olive crops in the Apulia region. *Animals* 11:1119

Bruun M y Smith HG (2003) Landscape composition affects habitat use and foraging flight distances in breeding European Starlings. *Biological Conservation* 114:179–187

Cabe PR (2021) European starlings (*Sturnus vulgaris*) as vectors and reservoirs of pathogens affecting humans and domestic livestock. *Animals* 11:466

Caccamise DF, Lyon LA y Fischl J (1983) Seasonal patterns in roosting flocks of starlings and common grackles. *Condor* 85:474–481

Cadotte MW, Yasui SLE, Livingstone S y MacIvor JS (2017) Are urban systems beneficial, detrimental, or indifferent for biological invasion? *Biological Invasions* 19:3489–3503

Carere C, Montanino S, Moreschini F, Zoratto F, Chiarotti F, Santucci D y Alleva E (2009) Aerial flocking patterns of wintering starlings, *Sturnus vulgaris*, under different predation risk. *Animal Behaviour* 77:101–107

Clergeau P (1990) Flocking behaviour of starlings (*Sturnus vulgaris*) during the day: a gradual gathering to the roost. *Journal für Ornithologie* 131:458–460

Clergeau P y Quenot F (2007) Roost selection flexibility of European Starlings aids invasion of urban landscape. *Landscape and Urban Planning* 80:56–62

CLERGEAU P Y SIMONNET E (1996) Microclimate in communal roost sites of starlings *Sturnus vulgaris*. *Journal für Ornithologie* 137:358–361

CODESIDO M Y DROZD A (2021) Alien birds in Argentina: pathways, characteristics and ecological roles. *Biological Invasions* 23:1329–1338

CRAIG AJ Y FEARE CJ (2009) Family Sturnidae (starlings). Pp. 654–758 en: del Hoyo J, Elliot A y Christie DA (eds) *Handbook of the birds of the world*. Volume 14. Lynx Edicions, Barcelona

DAVIS GJ Y LUSSENHOP JF (1970) Roosting of starlings (*Sturnus vulgaris*): a function of light and time. *Animal Behaviour* 18:362–365

DI GIÁCOMO AG, DI GIÁCOMO AS Y BARBASKAS M (1993) Nuevos registros de *Sturnus vulgaris* y *Acridotheres cristatellus* en Buenos Aires. *Nuestras Aves* 29:2–3

DORMANN CF, ELITH J, BACHER S, BUCHMANN C, CARL G, CARRÉ G, GARCÍA MARQUÉZ JR, GRUBER B, LAFOURCADE B, LEITÃO PJ, MÜNKEMÜLLER T, MCCLEAN C, OSBORNE PE, REINEKING B, SCHRÖDER B, SKIDMORE AK, ZURELL D Y LAUTENBACH S (2013) Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography* 36:27–46

FAST M (2021) eBird Checklist: https://ebird.org/ebird/view/checklist/S94231768. eBird: An online database of bird distribution and abundance [web application]. eBird, Ithaca, New York. http://www.ebird.org

FEARE CJ (1984) *The Starling*. Oxford University Press, New York

FREI B, NOCERA JJ Y FYLES JW (2015) Interspecific competition and nest survival of the threatened Red-headed Woodpecker. *Journal of Ornithology* 156:743–753

GIRINI JM, PALACIO FX, DEL HUERTO MDC Y KUZMANICH N (2014) Selección de dormideros por el Estornino Pinto (*Sturnus vulgaris*) en La Plata, Buenos Aires, Argentina. *Hornero* 29:23–28

GLAHN JF, FLYNT RD Y HILL EP (1994) Historical use of bamboo/cane as Blackbird and Starling roosting habitat: implications for roost management. *Journal of Field Ornithology* 65:237–246

GOCHFELD M (1978) Starling roost-site selection: preference for palm trees. *Emu* 78:39–40

GOMEZ AS, PELOZO ML Y CABRERA D (2019) Estornino Pinto (*Sturnus vulgaris*) en Mercedes, Corrientes. *Nuestras Aves* 64:24

GOOGLE EARTH (2022) Google, Inc., Google Earth software, v. 7.3.4. https://www.earth.google.com

GROMADZKI M (1978) Abundance of the Starling, *Sturnus vulgaris* L. in the breeding season in the vicinity of Gdańsk. *Acta Ornithologica* 16:325–334.

HELDBJERG H, FOX AD, THELLESEN PV, DALBY L Y SUNDE P (2017) Common starlings (*Sturnus vulgaris*) increasingly select for grazed areas with increasing distance-to-nest. *PLoS ONE* 12:e0182504

HOTHORN T, BRETZ F Y WESTFALL P (2008) Simultaneous inference in general parametric models. *Biometrical Journal* 50:346–363

IBAÑEZ LM (2015) *Invasión del Estornino Pinto* Sturnus vulgaris *en el Noreste de la provincia de Buenos Aires: análisis de la competencia con aves nativas y potencialidad como transmisor de parásitos*. Tesis doctoral, Universidad Nacional de La Plata, La Plata

IBAÑEZ LM, GIRINI JM, PALACIO FX, FIORINI VD Y 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

IBAÑEZ LM, ZALBA SM, SCOROLLI A, FORCELLI D Y MONTALTI D (2016) El Estornino Pinto en Argentina: desafíos y prioridades. *Revista del Museo de La Plata* 1:159–169

ISACCH JP E ISACCH J (2004) Estornino Pinto (*Sturnus vulgaris*) en la ciudad de Mar del Plata (Buenos Aires, Argentina). *Nuestras Aves* 47:33

JAUREGUI A, GONZÁLEZ E Y SEGURA LN (2021) Impacts of the invasive European Starling on two neotropical woodpecker species: agonistic responses and reproductive interactions. *Emu* 121:223–230

JENSEN RF (2008) Nuevos registros de Estornino Pinto (*Sturnus vulgaris*) para el sureste de la provincia de Entre Ríos, Argentina. *Nuestras Aves* 53:22

JUMBER JF (1956) Roosting behavior of the Starling in central Pennsylvania. *Auk* 73:411–426

KATZ RS (2007) *Ciudad de La Plata: su historia*. Edición del autor, Buenos Aires

KLAVINS J Y ÁLVAREZ D (2012) El Estornino Pinto (*Sturnus vulgaris*) en la provincia de Córdoba, Argentina. *Nuestras Aves* 57:27–29

KLUG PE Y HOMAN HJ (2020) Movement behavior of radio-tagged European starlings in urban, rural, and exurban landscapes. *Human–Wildlife Interactions* 14:398–408

KOENIG WD (2003) European starlings and their effect on native cavity-nesting birds. *Conservation Biology* 17:1134–1140

LIÉBANA MS, SANTILLÁN MÁ, SEEN NP, FIORUCCI M, BERNARDOS J Y MALLET J (2020) Aportes al conocimiento de la distribución y biología del Estornino Pinto (*Sturnus vulgaris*) en el centro de Argentina. *Acta Zoológica Lilloana* 64:43–57

LOCKWOOD JL, P CASSEY Y BLACKBURN T (2005) The role of propagule pressure in explaining species invasions. *Trends in Ecology & Evolution* 20:223–228

LÓDOLA A Y BRIGO R (2011) Diagnóstico socioeconómico de La Plata y sus centros comunales. Series Docu-

mento de Trabajo Nro 87, Facultad de Ciencias Económicas, Universidad Nacional de La Plata, La Plata

Lowe S, Browne M, Boudjelas S y De Poorter M (2000) 100 of the world's worst invasive alien species: a selection from the global invasive species database. *Species Survival Commission, World Conservation Union (IUCN), Auckland, New Zealand: Invasive Species Specialist Group Conservation* 79:145–153

Lucero F (2013) Nuevas aves, primeras evidencias y localidades para las provincias de San Juan y Catamarca, Argentina. *Ecoregistros* 3:14

Lyon LA y Caccamise DF (1981) Habitat selection by roosting blackbirds and starlings: management implications. *Journal of Wildlife Management* 45:435–443

Mazzulla J (2013) Primeros registros de Estornino Pinto *Sturnus vulgaris* (Linnaeus 1758) (Aves, Passeriformes, Sturnidae) en Uruguay. *Novedades Ornitológicas* 3:1-17

Mendoza F y Sorroche S (2020) Evidencias de nidificación de Estornino Pinto (*Sturnus vulgaris*) en la provincia de Mendoza, Argentina. *Nótulas Faunísticas* 289:1–5

Mennechez G y Clergeau P (1997) Analyse de la sélection du site de nid par l'étourneau *Sturnus vulgaris* au niveau du paysage. *Ecologia Mediterranea* 23:37–45

Mennechez G y Clergeau P (2006) Effect of urbanization on habitat generalists: starlings not so flexible? *Acta Oecologica* 30:182–191

Micacchion M y Townsend TW (1983) Botanical characteristics of autumnal blackbirds roosts in Central Ohio. *Ohio Journal of Science* 83:131–135

Morrison DW y Caccamise DF (1985) Ephemeral roosts and stable patches? A radiotelemetry study of communally roosting starlings. *Auk* 102:793–804

Ortiz D, Capllonch P, Aveldaño S, Mamaní J, Quiroga O y Moreno Ten T (2013) Los Passeriformes de Tucumán, Argentina: lista, distribución y migración. *Biológica* 16:39–71

Palacio FX (2018) Advocating better habitat use and selection models in bird ecology. *Revista Brasileira de Ornitologia* 26:90–104

Palacio FX, Maragliano RE y Montalti D (2016) Functional role of the invasive European Starling, *Sturnus vulgaris*, in Argentina. *Emu* 116:387–393

Palacio FX y Montalti D (en prensa) Local bird traits match fruit traits of two alien plants in urban fruit-frugivore interactions. *Ecología Austral*

Pérez J (1988) Estornino pinto en la Capital Federal. *Nuestras Aves* 17:14

Peris S, Soave G, Camperi A, Darrieu C y Aramburu R (2005) Range expansion of the European Starling *Sturnus vulgaris* in Argentina. *Ardeola* 52:359–364

Pfeiffer M, Seamans TW, Buckingham BN y Blackwell BF (2019) Landscape factors that influence European Starling (*Sturnus vulgaris*) nest box occupancy at NASA Plum Brook Station (PBS), Erie County, Ohio, USA. *Ohio Journal of Science* 119:38–47

Potts GR (1967) Urban starling roosts in the British Isles. *Bird Study* 14:25–42

R Core Team (2020) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. https://www.R-project.org

Rebolo Ifrán NR y Fiorini VD (2010) European Starling (*Sturnus vulgaris*): population density and interactions with native species in Buenos Aires parks. *Ornitología Neotropical* 21:507–518

Rizzo F (2010) Utilización de nidos de Hornero (*Furnarius rufus*) por el Estornino Pinto (*Sturnus vulgaris*). *Nuestras Aves* 55:33–35

Schmidtuz C y Agulián C (1988) Nidificación del Estornino Pinto. *Nuestras Aves* 17:13

Silva FC, da Pinto JM, Mäder A y de Souza VAT (2017) First records of European Starling *Sturnus vulgaris* in Brazil. *Revista Brasileira de Ornitologia* 25:297–298

Stewart PA (1973) Estimating numbers in a roosting congregation of blackbirds and starlings. *Auk* 90:353–358

Summers RW (1989) Size and frequency of occurrence of pre-roost gatherings of starlings. *Crop Protection* 8:451–454

Symonds AEJ (1961) The counting of starlings at country roosts. *Bird Study* 8:185–193

Tinbergen JM (1981) Foraging decisions in starlings (*Sturnus vulgaris* L.). *Ardea* 55:1–67

Venables WN y Ripley BD (2002) *Modern applied statistics with S*. Springer, New York

Wickham H (2016) *ggplot2: elegant graphics for data analysis*. Springer-Verlag, New York

Wojciechowski Z y Nowakowski JJ (2016) Dynamics of arrival of common starlings *Sturnus vulgaris* on communal roost in post-breeding period. *Zoologica Poloniae* 61:21–39

Wood SN (2017) *Generalized additive models: an introduction with R*. Chapman and Hall/CRC, Boca Raton

Zufiaurre E, Abba A, Bilenca D y Codesido M (2016) Role of landscape elements on recent distributional expansion of European starlings (*Sturnus vulgaris*) in agroecosystems of the Pampas, Argentina. *Wilson Journal of Ornithology* 128:306–313

Zuur AF, Ieno EN, Walker NJ, Saveliev AA y Smith GM (2009) *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. Springer, New York

ASPECTOS DE LA BIOLOGÍA REPRODUCTIVA DEL BENTEVEO (*PITANGUS SULPHURATUS*) BAJO DIFERENTES GRADOS DE URBANIZACIÓN EN UN AGLOMERADO URBANO DEL NOROESTE DE ARGENTINA

Sergio Luis Hoyos[1]*, María Elisa Fanjul[1,2], Mariela Alderete[1]

[1]Facultad de Ciencias Naturales e IML UNT. Miguel Lillo 205, Tucumán, 4000.
[2]Fundación Miguel Lillo. Miguel Lillo 251, Tucumán, 4000.
*sergio.luis.hoyos@gmail.com

Resumen.- Las urbanizaciones son una de las principales causas de pérdida de biodiversidad. Sin embargo, las aves no son ajenas a los nuevos desafíos de la vida en la ciudad. El Benteveo (*Pitangus sulphuratus*) es común en variados ambientes, incluidos los rurales y urbanos. En el Gran San Miguel de Tucumán (GSMT), provincia de Tucumán, Argentina, hay mayores niveles de urbanización hacia el este y menores hacia el oeste, límite con la Sierra de San Javier. Si bien se conocen diferentes aspectos de la biología de las aves en ambientes naturales, es escaso el conocimiento en los urbanos. El objetivo del presente trabajo fue evaluar diferentes aspectos de la nidificación del Benteveo en ambientes urbanos y cómo varían los mismos entre diferentes niveles de urbanización. El estudio se realizó en tres sectores del GSMT, dos en la ciudad de San Miguel de Tucumán y uno en Yerba Buena, durante las temporadas reproductivas (septiembre-marzo) de 2020-2022. Se encontraron un total de 46 nidos, de los cuales 27 de ellos fueron exitosos. Se amplía el periodo de reproducción conocido para la especie, la altura de los soportes de nidos y se describe con mayor detalle los materiales utilizados en la construcción de nidos y el éxito de supervivencia de volantones. No hubo diferencias en la abundancia relativa de Benteveos, ni de los rasgos reproductivos evaluados, entre los diferentes niveles de urbanización. Estos resultados podrían indicar que el Benteveo es un adaptador urbano en cuanto a su nidificación y abundancia relativa.

Palabras clave: *adaptador urbano, nidificación,* Pitangus sulphuratus*, Tucumán, urbanización*

Abstract.- ASPECTS OF THE REPRODUCTIVE BIOLOGY OF THE GREAT KISKADEE (*PITANGUS SULPHURATUS*) UNDER DIFFERENT DEGREES OF URBANIZATION IN AN URBAN AGGLOMERATION OF NORTHWESTERN ARGENTINA. Urbanizations are one of the main causes of biodiversity loss. However, birds are no strangers to the new challenges of city life. The Great Kiskadee (*Pitangus sulphuratus*) is common in various environments, including rural and urban. In Greater San Miguel de Tucumán (GSMT), province of Tucumán, Argentina, there are higher levels of urbanization to the east and lower levels to the west, bordering the Sierra de San Javier. Although different aspects of the biology of birds in natural environments are known, knowledge in urban environments is scarce. The objective of this work was to evaluate different aspects of the nesting of the Great Kiskadee in urban environments and how they vary between different levels of urbanization. The study was carried out in three sectors of the GSMT, two in the city of San Miguel de Tucumán and one in Yerba Buena, during the reproductive seasons (September-March) of 2020-2022. A total of 46 nests were found, of which 27 of them were successful. The known breeding period for the species, the height of nest supports are extended, and the materials used in nest construction and the survival success of fledglings are described in greater detail. There were no differences in the relative abundance of Great Kiskadee, nor in the reproductive traits evaluated, between the different levels of urbanization. These results could indicate that the Great Kiskadee is an urban adapter in terms of its nesting and relative abundance.

Keywords**:** *nesting,* Pitangus sulphuratus*, Tucumán, urban adapter, urbanization*

Recibido: 29 de junio de 2022; Aceptado: 3 de diciembre de 2022.

Las urbanizaciones son consideradas como una de las principales fuerzas impulsoras de la pérdida de biodiversidad (Savard et al. 2000, Gupta 2002, McKinney 2002). Por ejemplo, en América del Sur, aquellos países con una tasa de desarrollo más lenta y heterogénea presentan una mayor pérdida en comparación a países más desarrollados (Pauchard et al. 2006, United Nations 2015). Como consecuencia, los diferentes tipos de hábitats naturales se han vuelto cada vez más perturbados y fragmentados (Beninde et al. 2015, Haddad et al. 2015, Wilson et al. 2016). Varios estudios han demostrado que la composición de especies de aves en áreas urbanas, está ajustada por las características propias de una urbanización y su entorno (Blair 1996, Croci et al. 2008, Leveau e Ibañez 2022). Así, las modificaciones del uso del suelo y los impactos ambientales relacionados con la urbanización pueden favorecer o excluir a las especies, dependiendo de la composición de sus rasgos funcionales (Stagoll et al. 2010, Ikin et al. 2012, Leveau 2021). Estos rasgos están relacionados con la capacidad de las especies para prosperar en un ambiente como, por ejemplo, el comportamiento de

nidificación, morfología y coloración de alas y pico, tamaño y dieta (Luck et al. 2012, Leveau e Ibañez 2022). Si bien las aves urbanas enfrentan muchos desafíos, que incluyen búsqueda de diferentes fuentes de alimento y tipos de hábitats a los de sus ambientes naturales, rangos térmicos (efecto isla de calor), exposición a nuevos depredadores y factores estresantes como la luz, el ruido y la contaminación del aire (Rodewald et al. 2013, Marzluf 2017, Reynolds et al 2019), su expansión y persistencia en los centros urbanos nos ofrecen muchas oportunidades para comprender los procesos de adaptación a la vida urbana y el desarrollo de los espacios urbanos como áreas de conservación para la vida silvestre en general.

Existe una asociación entre las urbanizaciones y diferentes aspectos de la biología reproductiva de las aves urbanas. Por ejemplo, se ha podido observar que mientras especies que nidifican en el suelo o en arbustos están negativamente asociados a áreas urbanas, otras especies que anidan en árboles, edificios o rocas se han visto favorecidas (Corrales-Moya y Sandoval 2021, Patankar et al. 2021, Leveau e Ibañez 2022). Algunos rasgos de la historia natural de las aves, como ser, tamaño de la nidada, éxito de cría, número de huevos y pichones, se han visto favorecidos en las poblaciones de aves de áreas urbanas (Thornton et al. 2017, Paton et al. 2019, Patankar et al. 2021). Mientras que también se ha podido observar que el comportamiento reproductivo, la elección del sitio de nidificación y el periodo del mismo, pueden estar influenciados por factores externos (contaminación visual, sonora, depredadores urbanos, poda del arbolado), cuyos efectos pueden incrementarse cuando las condiciones ambientales no son las adecuadas, como ser en ambientes urbanos, donde las características del paisaje pueden ser muy diferentes al natural (Reynolds et al. 2019, Leveau e Ibañez 2022). Sin embargo, a pesar de que muchas especies de aves cuentan con estudios sobre su biología de reproducción en sus ambientes naturales, el conocimiento en ambientes urbanos aún es escaso (Reynolds et al. 2019). Una de las especies de ave cuyo conocimiento sobre su reproducción en ambientes urbanos de Argentina es escaso, es el Benteveo o Quetupí (*Pitangus sulphuratus*, Tyrannidae), encontrándose principalmente datos sobre biología reproductiva en ambientes naturales (Cepillo y Fitzpatrick 2020, de la Peña 2021).

El Benteveo es una especie muy común en una amplia variedad de ambientes semiabiertos y abiertos, rurales y urbanos y menos frecuente en regiones boscosas, donde se encuentra más o menos confinado a los márgenes de lagos y ríos, de ambientes tropicales y subtropicales del Neotrópico, desde el sur de Estados Unidos hasta el sur de Argentina (Cepillo y Fitzpatrick 2020). Se ha indicado que la nidificación del Benteveo en ambientes naturales, es desde septiembre a enero, el nido generalmente es construido con diversos materiales naturales (gramillas, ramas, hojas, entremezcladas con lanas, hilos y plumas), el cual tiene un aspecto desordenado, voluminoso y esférico. Los mismos son sostenidos en ramas de árboles con una entrada amplia en la parte antero-superior y la nidada suele ser de 2 a 5 huevos (Canevari et al. 1991, Llambías y Ferretti 2003, Cepillo y Fitzpatrick 2020, de la Peña 2021). No obstante, la información sobre dichos parámetros reproductivos y otros, como ser el potencial éxito reproductivo, número de nidada y volantones y uso de material para la construcción y alimentación de los volantones, en ambientes urbanos es escasa (Amâncio et al. 2008, Pereira y Melo 2012, Corrales-Moya y Sandoval 2021).

Evaluar las respuestas y cambios en el ciclo de vida, adaptaciones morfológicas y comportamentales de aves urbanas, fáciles de ser observadas y monitoreadas, nos podría permitir evaluar la versatilidad ecológica de las mismas ante diferentes grados de perturbaciones y/o modificaciones en un ambiente dado (Reynaud y Thioulouse 2000, Kark et al. 2007, Croci et al. 2008, Perepelizin y Faggi 2009). Considerando la falta de conocimiento de diferentes aspectos de las comunidades de aves urbanas y de la reproducción de las mismas, el presente estudio nos lleva a preguntarnos sobre la nidificación del Benteveo en el Gran San Miguel de Tucumán. Por lo que los objetivos principales del presente estudio son evaluar si varía el número de nidos encontrados, el número de nidos exitosos, tiempo de reproducción, número de volantones, los materiales utilizados para construir los nidos y la abundancia relativa de benteveos entre los diferentes niveles de urbanización del Gran San Miguel de Tucumán. Diferentes autores han detectado una respuesta diferencial en la comunidad de aves en cuanto a patrones de reproducción y rasgos reproductivos. También se han encontrado diferencias en la diversidad y cobertura arbórea en este gradiente de urbanización (Juri 2007, Gutiérrez Angonese 2010, Nuñez Montellano et al. 2010, Haedo et al. 2017), por lo que esperaríamos encontrar respuestas diferenciales de los rasgos reproductivos del Benteveo.

MÉTODOS

El estudio se realizó en el Gran San Miguel de Tucumán, Tucumán, Argentina, que posee 794 325 habitantes y una superficie estimada de 114 km^2 (Indec 2010) (Fig. 1). El conglomerado está conformado por los departamentos de San Miguel de Tucumán, Cruz Alta, Yerba Buena, Tafí Viejo y Lules. Se caracteriza por estar limitado geográficamente por el río Salí al este y por las Sierras de San Javier al oeste y sus límites norte y sur son principalmente de campos de cultivos de caña de azúcar y limones. El clima es subtropical con régimen de lluvias monzónicas (inviernos secos y veranos lluviosos); con lluvias y temperaturas controladas fuertemente por la topografía (Grau et al. 2008). La biota nativa de la región corresponde a la ecorregión de las Yungas, del piso de selva pedemontana desaparecida hacia el este del Gran San Miguel y con algunos relictos hacia el oeste (Brown et al. 2006, Haedo et al. 2010). En esta ciudad existen diferentes niveles de urbanización con disminución de este a oeste, es decir, desde el centro de la ciudad de San Miguel de Tucumán, (alta urbanización) hacia las sierras de San Javier (al oeste, baja urbanización) (Juri 2007).

Se seleccionaron tres sectores representativos de los niveles de urbanización presentes, con dirección este-oeste, en el Gran San Miguel de Tucumán: Sector 1: el sector extremo este, más urbanizado y con un nivel habitacional alto ubicado en el Barrio Sur de la ciudad de San Miguel de Tucumán; Sector 2: sector centro-oeste, urbanización intermedia y con nivel habitacional medio, ubicado en el Barrio Ciudad Parque de la ciudad de San Miguel de Tucumán; Sector 3: sector extremo oeste, con menor nivel de urbanización, ubicado en el Barrio Viajante de la ciudad de Yerba Buena. En cada sector se eligió una plaza como punto central, y se subdividió en ocho cuadrantes alrededor de la misma; abarcando cada sector aproximadamente de 0.8 a 1.2 km de radio. A su vez, cada cuadrante abarcó entre tres a cuatro manzanas (0.20 ha aproximadamente). En total cada sector abarcó aproximadamente 1.6 ha.

Los cuadrantes fueron visitados durante las temporadas 2020-2021 y 2021-2022, una vez por semana desde el mes de septiembre hasta marzo, cubriendo el período de reproducción del Benteveo según bibliografía (Llambías y Ferretti 2003, Cepillo y Fitzpatrick

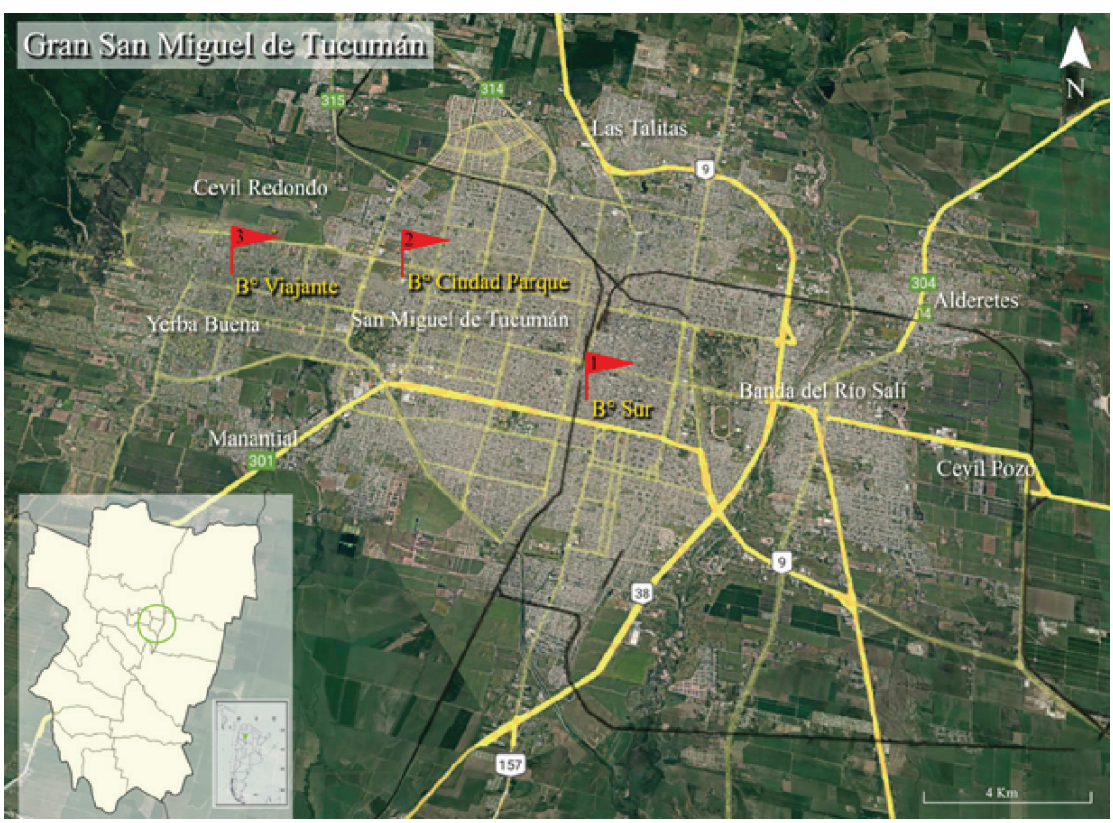


Figura 1. Imagen satelital del Gran San Miguel de Tucumán, Tucumán, Argentina donde se muestra la ubicación de los sectores de estudio con diferentes niveles de urbanización. Referencia: Sector 1: Barrio Sur (B° Sur), San Miguel de Tucumán; Sector 2: Barrio Ciudad Parque (B° Ciudad Parque), San Miguel de Tucumán; Sector 3: Barrio Viajante (B° Viajante), Yerba Buena. Fuente: 2020 Google Earth, Cnes/Spot Images

2020, de la Peña 2021). Para la observación de la especie se utilizaron binoculares 10x42 marca Hokenn y se complementaron con registros fotográficos. No se realizaron muestreos en condiciones climáticas adversas de vientos fuertes, niebla o lluvias (Bibby et al. 2000). En cada visita a cada cuadrante se registraron los individuos de benteveos observados, y se identificaron los nidos de Benteveo (activos o no) (Fig. 2), su altura (utilizando App Medición para Iphone), número de crías (volantones) y todo aquel episodio particular que se observe, como ser abandono del nido (aquel nido que se inició su construcción, pero no fue finalizado), traslados, parasitismo de cría, anidación en soportes no naturales. Además, se determinó la temporada de reproducción, como el momento del año donde la especie inicia su reproducción, desde la construcción del nido hasta la salida de los volantones. Debido a que los nidos eran demasiados altos para acceder, no pudimos controlar la edad y el número de huevos desde el inicio de la construcción y/o puesta, por lo que se consideró nido exitoso a aquel nido donde efectivamente se observó al menos un volantón junto a sus padres, volando y alimentándose fuera del nido. Una vez encontrado el nido, según estimaciones observacionales, se determinó el porcentaje de material utilizado para su construcción. Se definieron ocho categorías de materiales, según las mencionadas por de la Peña (2021) y se incorporaron tres nuevas según nuestras observaciones personales; quedaron en total las siguientes categorías: hojas, ramas, plumas, gramillas, plásticos, fibras sintéticas, hilos de lana, hilos de algodón.

Para evaluar la abundancia relativa de los individuos de benteveos y rasgos reproductivos de la especie (cantidad promedio de nidos encontrados por sector, cantidad promedio de nidos exitosos por sector, tiempo promedio de temporada de reproducción, porcentaje de material artificial utilizado, altura promedio de ubicación de nidos) entre los diferentes niveles de urbanización se realizaron análisis de varianza no paramétrico Kruskal-Wallis con un $\alpha = 0.05$. En caso de encontrar diferencias se realizaron test a posteriori según los criterios de Conover 1999 (Zar 1996, InfoStat 2008). Como complemento, se identificaron las especies arbóreas utilizadas como soporte de nido. El orden de las familias y los nombres de los géneros y especies arbóreas siguieron los criterios de IBODA (2014) y Trópicos (2015).

RESULTADOS

Se encontraron 46 nidos en total. El 21.74% del total de los nidos correspondieron al Sector 1, el 32.60% al Sector 2, y el 45.65% al Sector 3. El número total de nidos exitosos fue 27. El Sector 1 presentó 18.52% de nidos exitosos, y los sectores 2 y 3 presentaron un 40.74% (Tabla 1). No se registraron diferencias estadísticamente significativas entre el número promedio de nidos (Kruskal-Wallis H = 2.38; p = 0.281) y el número promedio de nidos exitosos (Kruskal-Wallis H = 0.98; p = 0.574) entre los distintos sitios de estudio (Fig. 2).

Se observó que la temporada de reproducción del Benteveo fue de octubre a febrero. En los sectores 1 y 3 la actividad se inició en noviembre, mientras que en el Sector 2 en el mes de octubre. La temporada de reproducción fue de 50 a 70 días; para el Sector 1 fue de 50 ± 24 días, para el Sector 2 fue de 56 ± 27 y para el Sector 3 fue de 46 ± 28 días (Material Suplementario, Apéndice). Se observó un total de 319 individuos adultos de benteveos. La abundancia relativa para el Sector 1 fue de 16 ± 3, para el Sector 2, 16 ± 6 y para el Sector 3, 13 ± 2 (Tabla 1). Los análisis arrojaron que no hubo diferencias significativas entre el número promedio de días de la temporada reproductiva (Kruskal-Wallis H = 1.45; p = 0.483) y la abundancia relativa promedio de Benteveo (Kruskal-Wallis H = 2.68; p = 0.257) entre los diferentes sectores.

Figura 2. Nido de Benteveo (*Pitangus sulphuratus*) en el Gran San Miguel de Tucumán, Tucumán, Argentina.

En cuanto al número de volantones se contabilizó un total de 36. El Sector 1 presentó un 19.44% de los volantones observados, el Sector 2 el 41.67 % y el Sector 3 el 38.89% (Tabla 1). En general, se observaron nidos con 1 a 3 volantones; 18 nidos tuvieron sólo un volantón, 8 nidos con 2 volantones y sólo un nido con 3 volantones (Apéndice). El análisis estadístico no mostró diferencias significativas entre el número promedio de volantones y los niveles de urbanización (Kruskal-Wallis H = 0.68; p = 0.684).

A su vez, se observaron ocho situaciones de traslados de nidos durante la temporada reproductiva dentro del mismo árbol a diferentes ramas, como así también, hacia distintos árboles cercanos al árbol original, reutilizando casi la totalidad de los materiales del primer nido. Estos traslados fueron: un nido en el Sector 1, trasladado hacia otra rama del mismo árbol; tres nidos en el Sector 2: dos de ellos hacia otros árboles cercanos, y uno hacia otra rama del mismo árbol; y en el Sector 3 se observaron cuatro situaciones de traslados, todas ellas hacia un árbol cercano, diferente del original. No se observó reutilización de nidos por parte del Benteveo en la temporada siguiente; sin embargo, se observaron dos nidos abandonados que fueron visitados en varias oportunidades en el segundo año de muestreo por el Gorrión (*Passer domesticus,* Fig. 3) y un nido abandonado visitado por un Tordo Renegrido (*Molothrus bonariensis*), todos en el Sector 2.

Del total de los 46 nidos observados, se registró que los mismos se ubicaban entre los 5 y los 15 metros de altura (Tabla 1). En el Sector 1 la altura promedio fue de 9 ± 3 metros, en el Sector 2 fue de 10 ± 2 metros y en el Sector 3 fue de 10 ± 3 metros. No se observaron diferencias estadísticamente significativas entre las alturas promedios de ubicación de los nidos y los sitios de estudios (Kruskal-Wallis H = 0.66; p = 0.709).

Sobre los materiales empleados en la construcción de los nidos, observamos tanto materiales naturales como artificiales (Figs. 2, 4A, 4B). Los naturales encontrados fueron hojas, gramillas, ramas y plumas; y en los artificiales plásticos (porciones de bolsas, cintas, tiras de escoba de plástico), hilos, algodones y fibras sintéticas. El promedio de material artificial por nido para el Sector 1 fue de 25 (n = 10), para el Sector

Figura 3. Nido de Benteveo (*Pitangus sulphuratus*) reutilizados por Gorrión (*Passer domesticus*) en poste de cableado eléctrico en el Gran San Miguel de Tucumán, Tucumán, Argentina.

2 fue de 29 (n = 15) y para el Sector 3 fue de 22 (n = 21) (Apéndice). No se encontró diferencias significativas entre el porcentaje promedio de material artificial y los tres sectores de estudio (Kruskal-Wallis H = 3.57; p = 0.138). Se destaca la presencia de tres nidos en soportes no naturales. Dos de ellos ubicados en el Sector 2, en rollos de cableado urbano en postes de concreto, y uno en el Sector 1 en una antena de radio transmisión. Dos de estos nidos fueron exitosos (Figs. 4C y 4D).

El número de especies arbóreas utilizadas como soporte de nidos fue de 19. Las especies de Jacarandá, Ficus y Lapacho Rosado fueron las más utilizadas

Figura 4. Nidos de Benteveo (*Pitangus sulphuratus*) con material sintético (A y B), nido de Benteveo (*Pitangus sulphuratus*) ubicado en poste de cableado urbano (C) y nido de Benteveo (*Pitangus sulphuratus*) ubicado en antena de radio transmisión (D) en el Gran San Miguel de Tucumán, Tucumán, Argentina.

Tabla 1: Datos generales de los rasgos reproductivos y variables generales en los diferentes sectores evaluados en el Gran San Miguel de Tucumán, Tucumán, Argentina. Referencia: valores promedios entre cuadrantes por sector entre paréntesis: media ± desvío estándar.

Variables	Sector 1	Sector 2	Sector 3
Nº total de nidos	10 (1.25±0.71)	15 (1.88±2.30)	21 (2.63±1.69)
Nº total nidos exitosos	5 (0.63±0.74)	11 (1.38±2.13)	11 (1.38±1.30)
Abundancia relativa	16 (2.29±0.91)	16.14 (2.31±0.45)	13.43(1.92±0.31)
N° total volantones	7 (0.88±1.13)	15 (1.88±3.44)	14 (1.75±1.91)
Altura máxima nidos (m)	12	15	15
Altura mínima nidos (m)	5	7	6
Altura promedio (m)	8.9±2.51	9.7±2.35	9.9±2.56
Nº árboles Utilizados	9	15	24
Árboles nativos usados	5	10	14
Árboles exóticos usados	4	6	11

(9 individuos, 6 y 5 respectivamente). En el Sector 1 siete especies arbóreas fueron utilizadas (cuatro nativas, tres exóticas), en el Sector 2 fueron 10 especies (seis nativas, cuatro exóticas) y en el Sector 3 fueron 12 especies (seis nativas y seis exóticas) (Apéndice).

DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos muestran que el Benteveo se encuentra presente y nidificando en el Gran San Miguel de Tucumán. No se encontraron diferencias significativas entre los diferentes niveles de urbanización y los rasgos reproductivos evaluados, como ser el número de nidos, números de nidos exitosos, los materiales de construcción de los mismos, temporada de reproducción, número de volantones, y la abundancia relativa de individuos adultos de dicha especie en el presente estudio.

Estudios anteriores indican que la composición de especies de aves varía a lo largo del gradiente de urbanización (Juri y Chani 2009, Suarez- Rubio et al. 2011, Leveau et al. 2021) y que existe una respuesta diferencial en la nidificación, dependiendo del grupo que se evalúe (Leveau e Ibañez 2022). La presencia y nidificación del Benteveo en los diferentes grados de urbanización presentes en el Gran San Miguel de Tucumán, nos indicaría que el mismo podría ser considerado como un adaptador urbano ("urban adapter", término en inglés utilizado por Leveau e Ibañez 2022) en la nidificación dentro de las ciudades, es decir, se comportaría de manera similar a pesar de existir diferencias urbanas. Esto mismo ya había sido mencionado por Amâncio et al. (2008), donde concluyen que el Benteveo se podría adaptar a cualquier nivel de urbanización presente en los centros urbanos. Considerar al Benteveo como un adaptador urbano podría estar íntimamente relacionado a que los niveles y tipos de urbanizaciones presentes, es decir, a las condiciones edilicias, al tipo de construcción y arbolado urbano que exista, no solo desde el punto de vista de la riqueza o abundancia arbórea sino también al tipo de especie (tanto nativa como exótica), o al porte o altura que las mismas posean, no influenciaría de manera diferencial en la especie. Una evidencia de que el Benteveo podría ser considerado también, como un adaptador urbano, es el hecho de ubicar sus nidos tanto en especies arbóreas nativas (típicas de las Yungas de Tucumán) como así también de especies exóticas comunes en las ciudades, y además en soportes artificiales. Corrales-Moya y Sandoval (2021) destacan el uso positivo de soportes artificiales por parte del Benteveo para la nidificación en ambientes urbanos, como una forma de reducir la tasa de predación de nidos y ampliar el éxito reproductivo de los mismos. Si bien el uso de estos soportes en el presente estudio fueron pocos, se podría evaluar a futuro, pautas de instalación y manejo de postes eléctricos y antenas de telecomunicación que ayuden a la reproducción de la especie en ambientes urbanos.

Estudios anteriores han evidenciado respuestas diferenciales entre ambientes naturales y urbanos en relación a la nidificación como una forma de adaptarse a nuevas condiciones (Jokimäki et al. 2016, Leveau e Ibáñez 2022). Las características del ciclo reproductivo y uso de diferentes soportes para instalación de nidos observados en el Benteveo podrían responder de manera diferente a lo observado por otros autores en ambientes naturales. De la Peña (2021) menciona que la nidificación de la especie es desde julio a enero, mientras que nuestros resultados indican que la misma finalizaría entre febrero y marzo. En relación a la altura de los nidos, el presente estudio amplía la altura máxima (15 m) con respecto a los datos obtenidos por de la Peña (2021) (8 m) para nidos en Argentina, y de 10 a 27 m para Estados Unidos (Gorena 1995, Rupert 1997). Dichas diferencias de ubicación de altura de los nidos podrían estar asociadas al tipo de soporte que disponga la especie en las diferentes regiones. La mayoría de los registros de de la Peña (2021) fueron en árboles de Chañar (*Geoffroea decorticans*), cuya altura máxima oscila entre 3 a 10 m, mientras que los registros de Gorena (1995) y Rupert (1997) fueron en árboles de variada altura, por ejemplo, Olmo de Cedro (*Ulmus crassifolia*) y Fresno Mexicano (*Fraxinus berlandieriana*) de alturas máximas de 27 y 10 m respectivamente. Ante todo esto, los resultados obtenidos implicarían, por un lado, ampliar el período reproductivo de la especie en general. Por otro lado, que el mayor tiempo de nidificación y la mayor amplitud en ubicación de nidos que se observó estaría vinculado a que el Benteveo poseería una plasticidad comportamental a los ambientes urbanos, donde las condiciones y recursos son diferentes a un ambiente natural (Peluc et al 2008, Robertson y Olsen 2015).

Varios son los estudios donde se ha podido observar que las aves poseen una plasticidad comportamental durante el período reproductivo frente a diferentes escenarios o modificaciones en el ambiente. Por ejemplo, en el tiempo de cría (Svensson 1997), en la ubicación del nido (Peluc et al. 2008), en el desarrollo, cuidado parental o tamaño de nidada bajo mayor

riesgo de depredación (Ghalambor y Martin 2002). El presente estudio mostraría la potencial plasticidad fenotípica adaptativa de la especie ante situaciones extremas y se proponen estudios con mayor profundidad para ampliar dicha plasticidad.

En general la biología reproductiva de la especie fue similar a lo descrito por otros autores (Cepillo y Fitzpatrick 2020, de la Peña 2021). Dichos autores hacen mención del número promedio de huevos por camada, sin embargo, ninguno hace referencia del número de volantones observados, por lo que el presente trabajo ampliaría el conocimiento sobre la reproducción del Benteveo. Considerando los antecedentes de números de huevos (entre 2-5 por nido) (de la Peña 2021), y el número de volantones observados en este estudio, nos lleva a proponer nuevas inquietudes de trabajo: ¿será que podría existir una potencial pérdida de la camada durante la temporada reproductiva? ¿Será que la mayoría de los nidos perderán un número importante de la camada? Estas inquietudes se podrían deber al posible impacto que tendrían las urbanizaciones en la nidificación de esta especie. Como, por ejemplo, a una mayor tasa de depredación de pichones y volantones (tanto por parte de rapaces, comadrejas, ratones y animales domésticos), a una mayor probabilidad de adquirir enfermedades urbanas y a la actividad humana en general (que podría estresar a la especie), como ser poda de arbolado urbano, contaminación sonora o lumínica, entre otros (Marzluf 2017, Rodewald et al. 2013, Han et al. 2019, Reynolds et al. 2019).

Se sabe que para otras aves los nidos en desuso son un recurso disponible importante (Salvador 2012) y considerando que en ambientes urbanos la disponibilidad de potenciales sitios de nidificación en árboles es menor (Leveau e Ibañez 2022), la reutilización podría ser una buena estrategia adaptativa. Es importante destacar que en el presente estudio la falta de accesibilidad a los nidos fue una limitante metodológica para confirmar o rechazar la reutilización de nidos por parte del Gorrión. Sin embargo, las numerosas visitas que realizó la especie nos podrían estar indicando que efectivamente se reutiliza el nido por parte de esta especie urbana típica. En cuanto a la observación de visita del Tordo Renegrido, no podemos inferir que la misma está parasitando al nido de Benteveo. Sin embargo, de la Peña (2021), hace mención de dicha actividad, por lo que consideramos que sería importante realizar nuevos estudios para confirmar que, en el Gran San Miguel de Tucumán, los Benteveos también son parasitados por el Tordo Renegrido.

La construcción y el tipo de vegetación usada en los nidos, es coincidente con lo ya mencionado por otros autores para nidos en ambientes naturales (Cepillo y Fitzpatrick 2020, de la Peña 2021). Estudios han indicado que la mayor probabilidad de nidos exitosos dependería positivamente de una mayor variabilidad en los materiales utilizados por las aves, tanto naturales como artificiales. En la actualidad, cada vez son más los registros de nidos realizados con material sintético en varios grupos de aves, tanto paseriformes como no paseriformes (Sazima y D'Angelo 2015, Battisti et al. 2019, O'Hanlon et al. 2019, Blettler y Mitchell 2021). Blettler and Mitchell (2021) registraron que el Benteveo usa plásticos como material para formar nidos, pero además observaron individuos adultos enredados con ellos, por lo que categorizaron dicho uso como de un riesgo moderado para la especie. En general, los tres sectores analizados mostraron uso de material sintético en la mayoría de los nidos evaluados. Cabe destacar que también, hubo ciertos nidos exitosos que presentaron un mayor uso de plásticos en su construcción, a pesar de estar ubicados en un bajo nivel de urbanización, y esto podría deberse al manejo inadecuado de los residuos sólidos urbanos presentes en la zona. Existen opiniones controvertidas sobre el uso de desechos plásticos como material de nidificación (Jagiello et al. 2019, Blettler y Mitchell 2021), no obstante, en el presente estudio, el alto número de nidos observados con material no natural nos lleva a reflexionar sobre el potencial impacto que se debería evaluar en las especies urbanas en general y en Benteveo en particular, y plantear pautas claras de manejo de los residuos sólidos urbanos en las ciudades.

Es imperioso realizar más estudios de ecología urbana de las aves y evaluar la respuesta de las mismas a los cambios que plantean las urbanizaciones, de forma tal de poder postular a futuro pautas acordes de manejo urbano que minimicen los potenciales efectos perjudiciales y asegurar la coexistencia de las aves en las ciudades.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a la secretaría de Ciencias y Técnica de la Universidad Nacional de Tucumán, por el financiamiento del presente trabajo mediante la Beca Estudiantil CIUNT 2021. Al Instituto de Vertebrados de la Fundación Miguel Lillo por darnos el lugar de trabajo, especialmente a su directora la Dra. Ada L. Echevarria. Al Lic. Pablo Pereyra de la Sección de Ico-

nografía de la Fundación Miguel Lillo por la edición y compaginación de tablas y figuras. A la Srta. Marisel Pierobon en el apoyo del trabajo de toma de datos y por ceder gentilmente las fotografías. A los revisores anónimos y a la editora asociada Cynthia Ursino por sus comentarios y consejos, los cuales mejoraron sustancialmente el presente trabajo.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

Amâncio S, Barbosa de Souza V y Melo C (2008) *Columba livia* e *Pitangus sulphuratus* como indicadoras de qualidade ambiental em área urbana. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 16:32-37

Battisti C, Staffieri E, Poeta G, Sorace A, Luiselli L y Amori G (2019) Interactions between anthropogenic litter and birds: a global review with a "black-list" of species. *Marine Pollution Bulletin* 138:93-114

Beninde J, Veith M y Hochkirch A (2015) Biodiversity in cities needs space: a metaanalysis of factors determining intra-urban biodiversity variation. *Ecology Letters* 18: 581-592

Bibby CJ, Hill DA y Burgess ND (2000) *Bird Census Techniques. 2nd ed.* Academic Press, London

Blair RB (1996) Land use and avian species diversity along an urban gradient. *Ecological Applications* 6:506-519

Blettler MCM y Mitchell C (2021) Dangerous traps: macroplastic encounters affecting freshwater and terrestrial wildlife. *Science of the Total Environment* 798:149317

Brown A, Martinez Ortiz U, Acerbi M. y Corcuera J (2006) La Situación Ambiental Argentina 2005, Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires

Canevari M, Canevari P, Carrizo GR, Harris G, Rodriguez Mata J y Straneck RJ (1991) *Nueva Guía de las Aves Argentinas. Vols 1 y 2.* Fundación Acindar, Buenos Aires

Cepillo T y Fitzpatrick JW (2020) *Great Kiskadee (Pitangus sulphuratus), versión 1.0. En Birds of the World (AF Poole y FB Gill, Editores).* Laboratorio de Ornitología de Cornell, Ithaca, NY, EE. UU.

Corrales-Moya J y Sandoval L (2021) Does the distance to forests or buildings influence Great Kiskadee (*Pitangus sulphuratus*) nesting site selection? *Ornitología Neotropical* 32: 28–33

Croci S, Butet A, Georges A, Aguejdad R y Clergeau P (2008) Small urban woodlands as biodiversity conservation hot-spot: a multi-taxon approach. *Landscape Ecology* 23:1171-1186

Ghalambor CK y Martin TE (2002) Comparative manipulation of predation risk in incubating birds reveals variability in the plasticity of responses. *Behavioral Ecology* 13:101-108

Grau HR, Hernández ME, Gutierrez J, Gasparri NI, Casavecchia MC, Flores-Ivaldi EE y Paolini L (2008) A peri-urban neotropical forest transition and its consequences for environmental services. *Ecology and Society* 13: 35

Gorena RL (1995) *Feeding and nesting ecology of the Great Kiskadee, Pitangus sulphuratus texanus (Passeriformes: Tyrannidae) in the lower Rio Grande valley, Texas*. Master's Thesis, Univ. of Texas-Pan American, Edinburg

Gupta A (2002) Geoindicators for Tropical Urbanization. *Environmental Geology* 42: 736–742

Gutiérrez Angonese J (2010) Dinámica espacio-temporal de crecimiento urbano en el pedemonte oriental de la sierra de San Javier (1986-2045). Pp 137-151 en Grau HR (ed) *Ecología de una interfase natural – urbana. La sierra de San Javier y el Gran San Miguel de Tucumán*. EDUNT, Tucumán

Haddad NM, Brudvig LA, Clobert J, Davies KF, Gonzalez A, Holt RD, Lovejoy TE, Sexton JO, Austin MP, Collins CD, Cook WM, Damschen EI, Ewers RM, Foster BL, Jenkins CN, King AJ, Laurance WF, Levey DJ, Margules CR, Melbourne BA y Townshend JR (2015) Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science advances* 1: e1500052

Haedo J, Blendinger PG y Gasparri NI (2010) Estructura espacial del ensamble de aves en el gradiente de urbanización de Yerba Buena – San Miguel de Tucumán, noroeste de Argentina. Pp. 153-166 en Grau HR (ed.) *Ecología de una interfase natural – urbana. La sierra de San Javier y el Gran San Miguel de Tucumán*. EDUNT, Tucumán

Haedo J, Gioia A, Aráoz E, Paolini L y Malizia A (2017) Primary productivity in cities and their influence over subtropical bird assemblages. *Urban Forestry and Urban Greening* 26:57-64

Han Y, Bai J, Zhang Z, Wu T, Chen P, Sun G, Miao L, Xu Z, Yu L, Zhu C, Zhao D, Ge G y Ruan L (2019) Nest site selection for five common birds and their coexistence in an urban habitat. *Science of the Total Environment* 690:748-759

IBODA (2014) *Catálogo de las Plantas Vasculares del Cono Sur. Instituto de Botánica Darwinion*. Disponible en http://www.darwin.edu.ar/Proyectos/FloraArgentina/fa.htm

Ikin KE, Lindenmayer DB, Fischer J y Manning AD (2012) Linking bird species traits to vegetation characteristics in a future urban development zone: implications for urban planning. *Urban Ecosystems* 15: 961-977

INDEC (2010) *Censo nacional de población, Hogares y viviendas 2010*. Disponible es: http://www.indec.gob.ar

INFOSTAT (2008) *InfoStat, versión 2008. Manual del Usuario*. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba. Primera Edición, Editorial Brujas Argentina

JAGIELLO Z, DYLEWSKI L, TOBOLKA M Y AGUIRRE JI (2019) Life in a polluted world: a global review of anthropogenic materials in bird nests. *Environmental Pollution* 251:717-722

JOKIMÄKI J, SUHONEN J, JOKIMÄKI-KAISANLAHTI ML Y CARBÓ-RAMÍREZ P (2016) Effects of urbanization on breeding birds in European towns: impacts of species traits. *Urban Ecosystems* 19:1565-1577

JURI MD (2007) *Estudios ecológicos de la Comunidad de Aves en un gradiente urbano. Tucumán, Argentina*. Tesis doctoral, Universidad Nacional de Tucumán, Tucumán

JURI MD Y CHANI JM (2009) Variación estacional en la composición de las comunidades de aves en un gradiente urbano. *Ecología Austral* 19:175-258

KARK S, IWANIUK A, SCHALIMTZEK A Y BANKER E (2007) Living in the city: can anyone become an 'urban exploiter'? *Journal of Biogeography* 34: 638-651

LEVEAU LM (2021) Temporal persistence of taxonomic and functional composition in bird communities of urban areas: an evaluation after a 6-year gap in data collection. *Urban Ecosystems* 25:9-20

LEVEAU LM, JOKIMÄKI J Y KAISANLAHTI-JOKIMÄKI M (2021) Urbanization buffers seasonal change in composition of bird communities: A multi-continental meta-analysis. *Journal of Biogeography* 48:2391-2401

LEVEAU LM E IBÁÑEZ I (2022) Nesting Site and Plumage Color Are the Main Traits Associated with Bird Species Presence in Urban Areas. *Animals* 12: 1148

LLAMBÍAS PE Y FERRETTI V (2003) Parental care in the Great Kiskadee. *Wilson Bulletin* 115: 214-216

LUCK GW, LAVOREL S, MCINTYRE S Y LUMB K (2012) Improving the application of vertebrate trait-based frameworks to the study of ecosystem services. *Journal of Animal Ecology* 81:1065-1076

MARZLUF JM (2017) A decadal review of urban ornithology and a prospectus for the future.*Ibis* 15:1-13

MCKINNEY M (2002) Urbanization, Biodiversity, and Conservation. *BioScience* 52: 883890

NUÑEZ MONTELLANO MG, GUERRA C Y JAYAT JP (2010) Vertebrados terrestres de la Sierra de San Javier (Tucumán, Argentina) y su área de influencia. En: H. R. Grau (ed.), *Ecología de una interfase natural – urbana. La Sierra de San Javier y el gran San Miguel de Tucumán*. EDUNT, pp. 51-76

O'HANLON NJ, BOND AL, LAVERS JL, MASDEN EA Y JAMES NA (2019) Monitoring nest incorporation of anthropogenic debris by northern gannets across their range. *Environmental Pollution* 255: 113152

PATANKAR S, JAMBHEKAR R, SURYAWANSHI KR Y NAGENDRA H (2021) Which traits influence bird survival in the city? A review. *Land* 10:92

PATON GD, SHOFFNER AV, WILSON AM Y GAGNE SA (2019) The traits that predict the magnitude and spatial scale of forest bird responses to urbanization intensity. *PLoS ONE* 14, e0220120

PAUCHARD A, AGUAYO M, PEÑA E Y URRUTIA R (2006) Multiple effects of urbanization on biodiversity of developing countries: the case of a fast-growing metropolitan area (Concepción, Chile). *Biological Conservation* 127: 272–281

PELUC SI, SILLETT TS, ROTENBERRY JT Y GHALAMBORD CK (2008) Adaptive phenotypic plasticity in an island songbird exposed to a novel predation risk. *Behavioral Ecology* 19: 830–835

DE LA PEÑA MR (2021) Nidos y Reproducción de Aves Argentinas. Tomo 2 Passeriformes. *Comunicaciones del Museo Provincial de Ciencias Naturales Florentino Ameghino* N° 2

PEREIRA Z Y MELO C (2012) Nestling's pellets of the Great Kiskadee (*Pitangus sulphuratus*) in brazilian urbane environment. *Ornitologia Neotropical* 23:269-276

PEREPELIZIN PV Y FAGGI AM (2009) Diversidad De Aves En Tres Barrios De La Ciudad De Buenos Aires, Argentina. *Multequina* 18:71-85

REYNAUD PA Y THIOULOUSE J (2000) Identification of birds as biological markers along a neotropical urban-rural gradient (Cayenne, French Guiana), using co-inertia analysis. *Journal of Environmental Management* 59: 121-140

REYNOLDS SJ, IBÁÑEZ-ÁLAMO JD, SUMASGUTNER P Y MAINWARING MC (2019) Urbanization and nest building in birds: a review of threats and opportunities. *Journal of Ornithology* 160: 841-860

ROBERTSON EP Y OLSEN BJ (2015) Behavioral plasticity in nest building increases fecundity in marsh birds. *The Auk* 132: 37-45

RODEWALD AD, KEARNS LJ Y SHUSTACK DP (2013) Consequences of urbanizing landscapes to reproductive performance of birds in remnant forests. *Biological Conservation* 160:32-39

RUPERT C (1997) *Breeding densities and habitat of riparian birds along the lower Rio Grande, Texas.* Master's Thesis, Univ. of Texas-Pan American, Edinburg

SALVADOR S (2012) Reutilización De Nidos Por Aves En El Área Central De Córdoba, Argentina. *Nótulas Faunísticas - Segunda Serie* 91:1-9

Savard J, Clergeau P y Mennechez G (2000) Biodiversity concepts and urban ecosystem. *Landscape and Urban Planning* 48: 131–142

Sazima I y D'Angelo G (2015) Dangerous traps: anhingas mistake anthropogenic debris for prey fish at an urban site in South-Eastern Brazil. *Revista Brasileria de Ornitología* 23: 380-384

Stagol LK, Manning AD, Knight E, Fischer J y Lindenmayer DB (2010) Using bird-habitat relationships to inform urban planning. *Landscape and Urban Planning* 98: 13-25

Suarez-Rubio M, Leimgruber P y Renner SC (2011) Influence of exurban development on bird species richness and diversity. *Journal of Ornithology* 152:461-471

Svensson E (1997) Natural selection on avian breeding time: causality, fecundity-dependent, and fecundity-independent selection. Evolution 51:1276-1283

Thornton M, Todd I y Roos S (2017) Breeding success and productivity of urban and rural Eurasian Sparrowhawks *Accipiter nisus* in Scotland. Écoscience 24: 115–126

Trópicos (2015) *Missouri Botanical Garden.* Disponible en http://www.tropicos.org

United Nations (2015) *World Urbanization Prospects: The 2014 Revision, (ST/ESA/SER.A/366)*. Ed. Department of Economic and Social Affairs, Population Division. The United Nations, New York

Wilson MC, Chen X, Corlett RT, Didham RK, Ding P, Holt RD, Holyoak M, Hu G, Hughes AC, Jiang L, Laurance WF, Liu J, Pimm SL, Robinson SK, Russo SE, Si X, Wilcove DS, Wu J y Yu M (2016) Habitat fragmentation and biodiversity conservation: key findings and future challenges. *Landscape Ecology* 31: 219-227

Zar JH (1996) *Biostatistical Analysis.* 3rd Edition, Prentice Hall, Inc., Upper Saddle River

Comunicaciones especiales: mascotas urbanas y aves

URBAN DOG ATTACKS ON MAGELLANIC PENGUINS IN A PROTECTED AREA

Annick Morgenthaler [1,2*], Ana Millones [1], Esteban Frere [1,2], Melina Barrionuevo[3], María Eugenia De San Pedro[4], Diego Procopio [1]

[1] Centro de Investigaciones de Puerto Deseado, Instituto de Ciencias Ambientales, Sustentabilidad y Recursos Naturales, Unidad Académica Caleta Olivia. Universidad Nacional de la Patagonia Austral, Av. Prefectura s/n, (9050) Puerto Deseado, Santa Cruz, Argentina

[2] Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Av. Prefectura s/n, (9050) Puerto Deseado, Santa Cruz, Argentina.

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

[4]Instituto de Tecnologías Aplicadas, Unidad Académica Caleta Olivia, Universidad Nacional de la Patagonia Austral, Nº 3 Acceso Norte s/n, (9011) Caleta Olivia, Santa Cruz, Argentina.

* Autor de correspondencia: amorgenthaler@uaco.unpa.edu.ar

Resumen.- ATAQUES DE PERROS URBANOS A PINGÜINOS DE MAGALLANES EN UN ÁREA PROTEGIDA. La presencia de perros no supervisados en áreas urbanas próximas a sitios de alto valor natural puede tener efecto negativo sobre la fauna silvestre. En la costa patagónica, donde las ciudades suelen estar rodeadas de ambientes naturales, esta problemática puede afectar a colonias de aves marinas. Dos islas con colonias de Pingüinos de Magallanes (*Spheniscus magellanicus*) pertenecientes a un área protegida vecina a Puerto Deseado, Santa Cruz, sufrieron ataques de perros no supervisados. En 2016 y 2022, varios perros cruzaron a estas islas durante bajamares y atacaron pingüinos. En la isla Quiroga murieron 421 pingüinos en 2016, causando una disminución del 21.4% de su población. En la isla Quinta murieron 30 individuos en 2016 y 32 en 2022, correspondiendo en ambos casos a casi el 100% de la colonia. Estos son los primeros registros de ataques desde que monitoreamos estas colonias (> 30 años). El crecimiento de las ciudades costeras es constante y estos eventos podrían volverse más frecuentes y afectar a más especies de aves marinas. El control de los perros no supervisados en áreas naturales cercanas a urbanizaciones costeras es un desafío que los entes gubernamentales deberían asumir en el corto plazo.

Palabras claves: *aves marinas,* Canis lupus familiaris, *colonias reproductivas, depredación, depredador exótico, impacto.*

Abstract .- The presence of unsupervised dogs in urban areas close to sites of high natural value can have negative effects on wildlife. On the Patagonian coast, where cities are often surrounded by natural environments, this problem may affect seabird colonies. Two islands with Magellanic Penguin (*Spheniscus magellanicus*) colonies belonging to a protected area neighboring Puerto Deseado, Santa Cruz, suffered attacks by unsupervised dogs. In 2016 and 2022, several dogs reached these islands during low tides and attacked penguins. At Isla Quiroga, 421 penguins died in 2016, causing a decrease of 21.4% in its population. At Isla Quinta, 30 individuals died in 2016 and 32 in 2022, representing in both cases almost 100% of the colony. These are the first records of attacks since we are monitoring these colonies (>30 years). The growth of coastal cities is constant and these events could become more frequent and affect more species of seabirds. The control of unsupervised dogs in natural areas near coastal developments is a challenge that government entities should respond to in the short term.

Keywords: *breeding colonies,* Canis lupus familiaris, *exotic predator, impact, predation, seabirds*

Recibido: 29 de junio de 2022; Aceptado: 28 de septiembre de 2022.

In urban areas, unsupervised domestic dogs (*Canis lupus familiaris*) (uncontrolled free roaming dogs, with or without owners) reach extremely high population densities because they are directly or indirectly subsidized by human activity (shelter, food, garbage dumps, etc.) (Gompper 2014). Despite receiving food, the unsupervised dog retains the instinct to chase and attack, making it an exotic predator of wild animals (Silva-Rodriguez and Sieving 2011). The proximity of high nature value sites to urban areas can increase the risk of negative interactions of unsupervised dogs with native fauna. The dog, regardless of its degree of dependence on humans, may affect the native fauna on multiple levels. Impact can occur through direct predation (Ritchie et al. 2014, Wierzbowska et al. 2016), behavioral changes (Banks and Bryant 2007, Silva-Rodríguez and Sieving 2011, Zapata-Ríos and Branch 2016), competition (Vanak et al. 2014), disease transmission (Acosta-Jamett et al. 2011, Knobel et al. 2014), and hybridization (Leonard et al. 2014).

In Argentina, the persecution of wild animals by dogs has been witnessed in all ecoregions (Zamora-Nasca et al. 2021). In this country, at least 80 animal species, of which 48% are birds, have been persecuted or predated by dogs; these events very often occur within protected areas (Zamora-Nasca et al. 2021).

Seabirds have life histories that make them vulnerable to introduced predators, such as late sexual maturity, low reproductive rates and long chick-rearing periods; they are also usually colonial and philopatric (Towns et al. 2011, Dias et al. 2019). The presence of dogs may impact seabird colonies in different ways, from energetic expenditure due to disturbance, interruption or abandonment of the clutch, predation on eggs, chicks and adults, to the complete destruction of the colony (Towns et al. 2011). Penguins are particularly vulnerable due to their inability to escape flying. Mortal attacks by dogs have been recorded in at least seven of 18 penguin species of the world (Barnett 1986, Hocken 2000, Anderson et al. 2006, Holderness-Roddam and McQuillan 2014, Suazo et al. 2014, Barrera 2018 , Morgenthaler et al. 2018, Vanstreels et al. 2019), including the threatened Yellow-eyed Penguin, *Megadyptes antipodes* (Hocken 2005). However, the extent of the impact of dogs on penguin populations in general is unknown (Dann 1991). Few studies describe repeated attacks on breeding colonies (Barnett 1986, Van Dooren 2011). In Argentina, only isolated events of dog attacks on Magellanic, *Spheniscus magellanicus*, and Rockhopper Penguins, *Eudyptes chrysocome*, are known (Morgenthaler et al. 2018, Zamora-Nasca et al. 2021).

In this work, we report repeated dog attacks on Magellanic Penguins at two breeding colonies located in a protected area adjacent to a city on the Patagonian coast, and we assess the impact of these attacks on the population size of these colonies. Finally, we evaluate the incidence of the presence of unsupervised dogs in the surroundings of the islands.

METHODS

Study area

Puerto Deseado is a city of approximately 20,000 inhabitants, located in the province of Santa Cruz, Argentina. The growth of the city through the annexation of new neighborhoods and the expansion of the "chacras" zone (zone destined to the production of farm animals and orchards) has progressively brought the urban areas closer to the limits of the Ría Deseado Provincial Reserve (47.75°S, 65.94°W). This reserve has nine colonies of Magellanic Penguins, all located on islands, totaling approximately 49,000 breeding adults (Millones et al. 2022). Two of them, Isla Quiroga and Isla Quinta, are found less than two kilometers from the city and the farming area (chacras) (Fig.1). Before the first dog attacks, Isla Quiroga hosted 3,144 reproductive adults (2015) and Isla Quinta hosted 18 reproductive adults (2013; Millones et al. 2022).

These two islands are separated from the coast by narrow channels with strong tidal currents (maximum amplitude: 5.2 m; Isla et al. 2004). During low tide, Isla Quinta joins the coast by an intertidal zone with mud and rocks, while Isla Quiroga is separated from the coast by an approximately 50 m wide channel (Fig.1).

Dog attack records

Records of the presence of dogs at the colonies, of dogs attacking penguins and/or of dead penguins attacked by dogs, were based on our own sightings and on reports from different government and non-government entities (Consejo Agrario Provincial, Fundación Conociendo Nuestra Casa, Club Náutico Capitán Oneto) and on the sightings of specific individuals. After each record, we visited the colonies to confirm the attacks of dog on penguins, and if applying, we counted the dead penguins. On four oc-

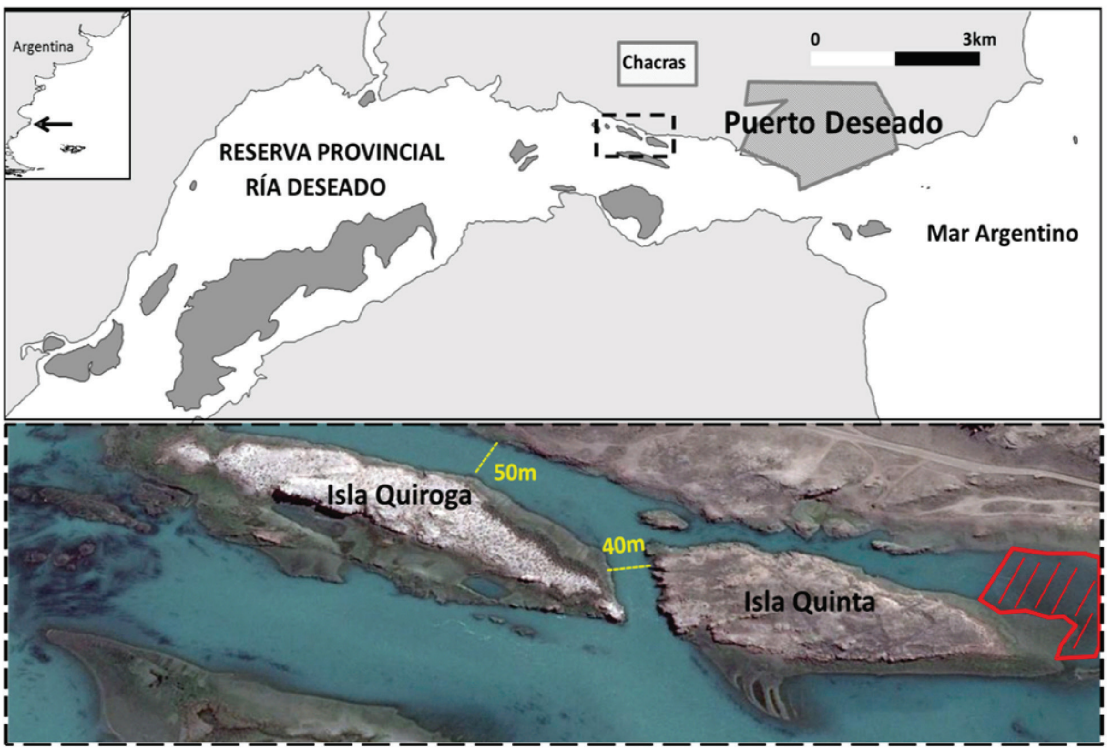


Figure 1. Location of Isla Quiroga and Isla Quinta at the Ría Deseado Provincial Reserve. Yellow lines indicate reference distances during mid-low tides. The red lines indicate the intertidal zone that connects Isla Quinta to the mainland coast at low tide. **Figura 1.** Ubicación de las islas Quiroga y Quinta en la Reserva Provincial Ría Deseado. Las líneas amarillas indican distancias de referencia durante mareas medias-bajas. Las líneas rojas indican la zona intermareal que conecta la isla Quinta a la costa del continente durante la marea baja.

casions the attacks were observed directly. In those cases when the attacks were not directly observed, the cause of death of the penguins was attributed to attacks by dogs due to a combination of the following conditions: a) they presented external wounds consistent with bites, b) the evidence found in necropsies carried out on several individuals presented: unequal internal tears of the muscles, several broken bones and distances between fangs greater than 3 cm; consistent with wounds by dogs according to Nallar et al. (2008) and Gonzales (2019), c) a large and conspicuous number of dead penguins in a short period of time, and d) the observation of repeated presence of packs of dogs in the area associated with mortality events. For each date at which dogs were witnessed on any of the islands, the height of the low tide (m), obtained from the website of the Naval Hydrography Service (2022) was reported.

Impact on colonies

To assess the impact of dog attacks on penguin colonies, we compared the number of breeding pairs from the years before and after the attacks. We used 2012 to 2017 data published by Millones et al. (2022) and we carried out counts using the same method as these authors (direct counts) between 2018 and 2021 (excluding 2020 due to access limitations). Since interannual population fluctuations involving different causes are known (Millones et al. 2022), the average (± standard deviation) of the four reproductive seasons prior to the 2016 attacks (2012-2015) and the average (± standard deviation) of four out of the five subsequent seasons (2017-19 and 2021) were used at Isla Quiroga. For this colony, the percentage of the dead penguins against the total population of Ría Deseado estuary, estimated at 49,000 reproductive adults, was calculated (Millones et al. 2022). For Isla Quinta, given its small number of breeding pairs, the observed decline does not contribute significantly to the total population of the estuary. Besides, it was not possible to calculate the percentage of decline precisely since the number of reproductive adults at this island fluctuates greatly between years (Millones et al. 2022 and unpublished data) and, due to the date of these attacks, the penguins found dead were not all reproductive adults, but they also included immature individuals which came to the island to molt.

Since 2010, numerous pairs of adult penguins were ringed (with small numbered caravans that are fixed on the web of the feet) on Isla Quiroga, as part

of a reproductive biology study (Barrionuevo et al. 2018). The sex of the adults was determined at the time of banding considering the width of the beak (Gandini et al. 1992). The sex ratio of ringed penguins found dead in 2016 (N=30) was estimated.

Incidence of the dogs on the islands

Dogs in small urban areas have more opportunities to interact with wildlife, or with other rural dogs that interact with wildlife, than in large urban areas. In these setting, the home range of unsupervised dogs can vary widely (Vanak and Gompper 2010). For example, Meek (1999) found that half of a group of dogs monitored in an Australian village had a range of <3 ha, while the other half had a range of >900 ha, with dogs ranging from 8 to 30 km to hunt kangaroos.

We assessed the incidence of the presence of dogs in the surroundings of Isla Quinta and Isla Quiroga based on estimates of unsupervised dog densities at the town. These estimates were obtained from a census carried out in April 2022 within the framework of the annual monitoring of the population of unsupervised dogs in Puerto Deseado by the SIGECCO research group (Ecology and Conservation Geographic Information System - UNPA - UACO; SIGECCO 2022). For 10 consecutive days, all the streets of the city were traveled by vehicle at 5 km/h for a single time, stopping to record (geotagging and photograph) each unsupervised dog that was observed. To assess the incidence of unsupervised dogs on the islands, taking into account the great variability of the dogs' ranges, we used four different search range scenarios around the islands, from the most conservative (1 km) to the most comprehensive (4 km). These four search radii were projected from the centroid of the islands on the map of unsupervised dog densities using a geographic information system QGIS (QGIS Development Team, 2022).

RESULTS

Isla Quiroga

Between October and November 2016, packs of between three and four dogs were observed on Isla Quiroga on three occasions, coinciding with periods of extraordinary low tides (lows of less than 0.6m, Table 1). For those months, which include egg incubation and hatching period, we recorded a total of 421 killed adult penguins (Table 1). Only on one of the dates (11/17), in addition to observing the pack, we were also able to witness the attacks. Most of the dead individuals, attributed to the attacks by dogs, did not appear to have been consumed. Some had bite marks and tears (Fig. 2), while others had no external injuries. On several occasions, it was possible to observe dog excrement in the vicinity of the carcasses. Of the 30 ringed adults, 15 were females, 14 males and one

Figure 2. Some of the 371 adult Magellanic Penguins killed by dogs in October 2016 at Isla Quiroga Island, Ría Deseado Provincial Reserve (above). Detail of an individual with marks from recent attacks (below). Photographs taken on November 1st 2016. **Figura 2.** Algunos de los 371 adultos de Pingüinos de Magallanes muertos atacados por perros en octubre de 2016 en la isla Quiroga, Reserva Provincial Ría Deseado (arriba). Detalle de un individuo con marcas de ataques recientes (abajo). Fotografías tomadas el primero de noviembre de 2016.

of indeterminate sex, indicating equity in the sex ratio of mortality caused by dogs.

The average number of breeding individuals was reduced by 21.4%, comparing the four seasons previous to the attacks with the four seasons subsequent to the attacks (3092±191 vs 2429±195 respectively; Fig. 3). As for the total penguin population of the Ria Deseado estuary, the penguins dead at Isla Quiroga in 2016 were equivalent to 0.9% of the estimated population of 49,000 reproductive adults for the entire area.

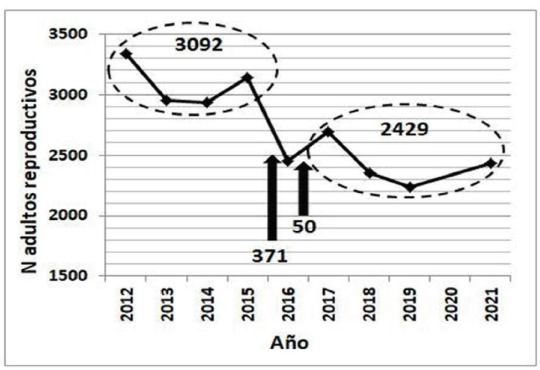


Figure 3. Evolution of the number of breeding adults of Magellanic Penguins at Isla Quiroga. The arrows indicate the dog attacks along with the number of adult penguins killed. The number inside each circle indicates the average number of reproductive adults for the four seasons, before and after the attacks. **Figura 3.** Evolución del número de adultos reproductivos de Pingüinos de Magallanes en la isla Quiroga. Las flechas indican los ataques por perros junto con el número de pingüinos adultos muertos. El número dentro de cada círculo indica el promedio de adultos reproductivos para las cuatro temporadas, previas y posteriores a los ataques.

Isla Quinta

On several occasions between 2016 and 2022, dogs were witnessed on Isla Quinta; they accessed the island walking through the intertidal area during low tide (Table 1). Three of these accesses culminated in attacks on penguins, while one did not (Table 1).

In March 2016, during the penguin moulting period, 30 dead individuals attacked by dogs (including adults and immatures; Table 1) were recorded. Again, between February and April 2022 (fledglings, immatures and adults moulting), we observed dogs attacking at two different times and counted a total of 32 recently killed penguins (Table 1).

The 30 dead individuals from 2016 and the 32 dead individuals from 2022 (among adults, immatures and chicks) consisted of almost 100% of this small colony in both events (Fig. 4). In October 2013, the colony hosted 18 reproductive adults. After the March 2016 attacks, no pair was found breeding during the following season (October 2016). Over the next several years, the colony began to recover, reaching 16 breeding adults in 2020. However, the latest attacks in 2022 appear to have decimated this small breeding colony again (Fig. 4).

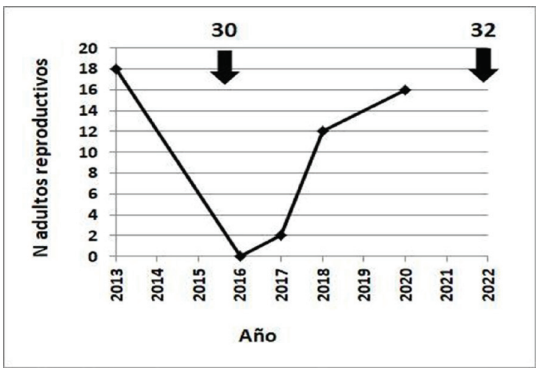


Figure 4. Evolution of the number of breeding adults of Magellanic Penguins at Isla Quinta. The arrows indicate the dog attacks along with the number of dead penguins, which includes adults, immatures and chicks. **Figura 4.** Evolución del número de adultos reproductivos de Pingüinos de Magallanes en la isla Quinta. Las flechas indican los ataques por perros con el número de pingüinos muertos, los cuales incluyen adultos, inmaduros y pichones

Incidence of dogs on the islands

Considering the most conservative search range, located 1 km from the islands, the density was null (absence of unsupervised dogs in this area). With a range of 2 km, the densities varied between 0.01 and 6.25 dogs/ha. For the most extensive search ranges, whose distances were 3 and 4 km, the values of unsupervised dog densities varied between 0.01 to 13.35 dogs/ha and 0.01 to 13.59 dogs/ha, respectively (Fig. 5).

DISCUSSION

The events from Isla Quinta and Isla Quiroga are the first record of repeated attacks by unsupervised dogs on seabird colonies along the Argentine coast. Until 2016, for over 30 years of penguin colony monitoring at the Ría Deseado estuary, no attacks had ever been recorded on the islands. These new and unfortunate occurrences might be explained by the sum of several factors. During the last seven years, parallel to the expansion of the city and the farming area (chacras), an increase in the population of unsupervised dogs and the increasingly frequent presence of packs in the adjoining protected area have been observed (SIGECCO 2022). Extraordinary low tides facilitate accessibility to the small colony of Isla Quinta and shorten the distance from the coast to Isla Quiroga in case a dog wants to swim across. When Isla Quinta connects

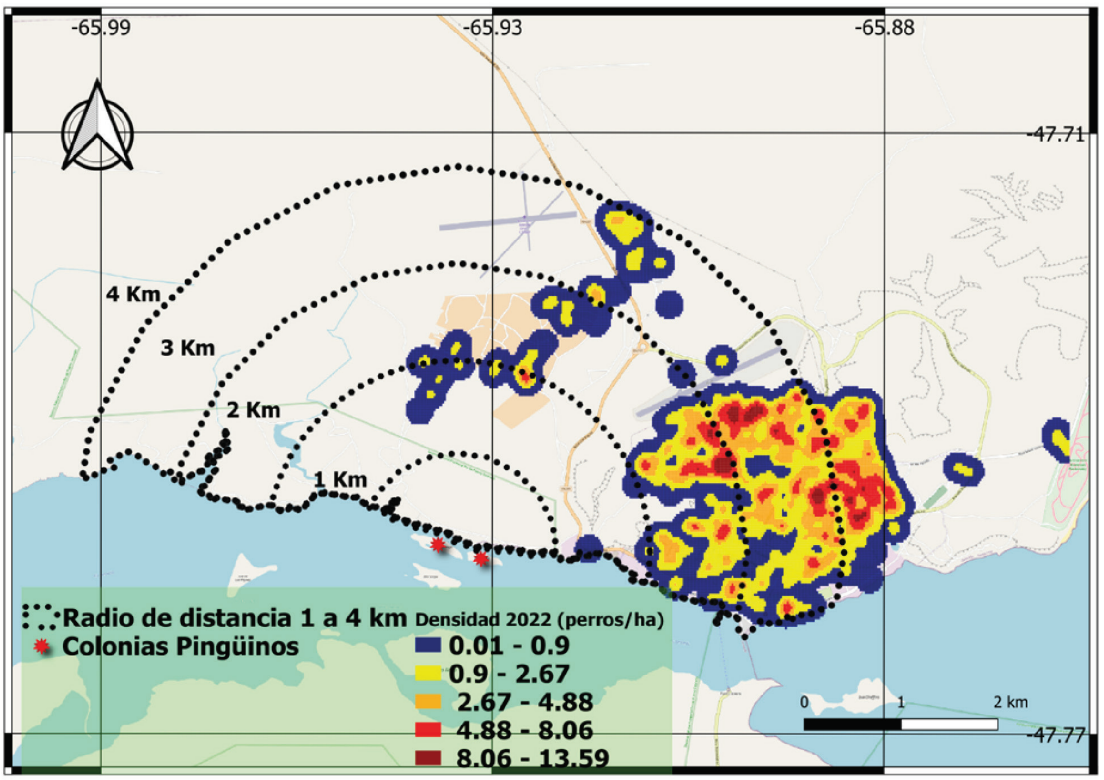


Figure 5. Unsupervised dog densities whose search ranges are 1, 2, 3 and 4 km from the centroid of Isla Quiroga and Isla Quinta (red stars).
Figura 5. Densidades de perros no supervisados cuyos rangos de búsqueda se encuentran a 1, 2, 3 y 4 km del centroide de las islas Quiroga y Quinta (estrellas rojas).

to the mainland, it is the most easily accessible colony, allowing the dogs, which are becoming more frequent in the area, to find new and easy prey to attack due to the low ability of penguins to escape on land (they are flightless, clumsy and trusting). Finally, we hypothesize that the dogs' visual, auditory, and/or olfactory detection of penguins from Isla Quiroga was likely what prompted them to subsequently swim across and continue with the attacks. The predation instinct stimulated by their very acute senses allows dogs to detect their prey at a distance with great skill (Taborsky 1988, Cablk et al. 2008) and sometimes to kill many more prey than they can possibly feed on; behavior that is enhanced when dogs are in packs (Ritchie et al. 2014).

The total number of penguins killed by dogs in 2016 is only a small percentage of the total population of the Deseado estuary. However, the reduction at the colony level on Isla Quiroga was significant, since, even five years after the attacks, its population has not managed to recover and reach the numbers of breeding individuals recorded in previous years. On the other hand, attacks by dogs are an additional threat to those already existing, among which are the interaction with the fishery, oil pollution and climate change (Boersma 2008, Crawford et al. 2017, Rebstock and Boersma 2018). The Magellanic Penguin is a long-lived species, with late sexual maturation (> 5 years) and slow reproduction that normally suffers low mortality during the adult stage (Pozzi et al. 2015). Any threat that impacts the survival of breeding adults in a colony, such as attacks by dogs, directly affects its population size, and its recovery may take years, since the species presents, in addition to delayed sexual maturation, low annual recruitment of breeders (Pozzi et al. 2015).

It is interesting to highlight the absence of predatory events between 2017 and 2021, the years following the first mortality event. We assume that this may be due to two reasons. One is that during 2016, four dogs were captured on Isla Quiroga and removed from the streets, and the second is that during those years (2017-2021) a research project was carried out at Isla Quiroga, and during most of the days of the breeding season, there were researchers in the colony (Marchisio et al 2021).

The recent attacks that occurred in 2022 on Isla Quinta, along with the high incidence of dogs in the surroundings of the islands (taking into account the

Table 1. Records of the number of dogs and height (m) of the low tide on the dates the dogs were observed and number of dead Magellanic Penguins at Isla Quinta and Isla Quiroga. In parentheses, the age of the dead penguins is reported. Ad: adults, inm; immature and pich: chicks. NA: not determined. **Tabla 1.** Registros de cantidad de perros y altura (m) de la marea baja en las fechas en las que se los observaron y/o cantidad de Pingüinos de Magallanes muertos en las islas Quinta y Quiroga. Entre paréntesis se reporta la edad de los pingüinos muertos. Ad: adultos, inm: inmaduros y pich: pichones. ND: no determinado.

	Isla Quiroga			Isla Quinta		
Fecha	# Perros	Marea baja (m)	# Pingüinos muertos	# Perros	Marea baja (m)	# Pingüinos muertos
Marzo 2016				ND		30 (ad e inm)
18/10/2016	4	0.6				
1/11/2016			371 (ad)			
16/11/2016	4	0.3				
17/11/2016	3	0.3	50 (ad)			
26/11/2019				1	0.6	0
6/2/2022				3	0.9	26 (ad, inm y pich)
3/4/2022				3	0.9	6 (ad e inm)
TOTAL MUERTOS			**421 (ad)**			**62 (ad, inm y pich)**

different search ranges that we analyzed), hint at the possibility of new attacks at Isla Quiroga in the near future. The 2022 attacks reinforce the need to take action to mitigate the problem of unsupervised dogs in this protected area through coordinated multidisciplinary policies and actions. We believe that these should include surveillance actions in the reserve supervised by the enforcement entity, which could be accompanied by citizens through an alert system on the presence of unsupervised dogs (Van Dooren 2011). However, these measures are more of a palliative nature, so it is also necessary to have effective measures that act on the source of the problem, which is the great abundance of unsupervised dogs in Puerto Deseado. Currently, the vast majority of existing measures are directed primarily towards dogs with responsible owners (owners who respect public health and safety regulations). Measures should be increased to control harmful species, which should also include the management of unsupervised dogs (either those with irresponsible owners or without owners). It is important to design management plans that take into account the sources of the increase in individuals (abandonments and births) and free-roaming dogs regardless of their supervision status (Smith et al. 2019, 2022). Finally, citizen education and awareness, both on responsible ownership and on the negative impact that dogs can have on wildlife -whether due to disease transmission, persecution or predation- are key aspects that should accompany the measures previously mentioned (Zamora-Nasca and Lambertucci 2022).

In conclusion, we highlight the importance of recording dog predation events and the impact on seabird colonies. The population growth and development of the Patagonian coast is constant and sustained, so we believe that, as in the Ría Deseado Nature Reserve, these events will become more frequent and will affect more species of seabirds. The control of unsupervised dogs in natural areas near coastal developments is a challenge that government entities must take on in the short term.

ACKNOWLEDGMENTS

We thank the *Universidad Nacional de la Patagonia Austral* (PI B/262 and PI B/274), *Wildlife Conservation Society Argentina*, and *Pan American Energy (PAE)* for financial support. We thank all the people who have shared records or information about the presence of dogs in the colonies, and in particular the Puerto Deseado delegation of *Consejo Agrario Provincial, Fundación Conociendo Nuestra Casa*, *Club de Observadores de Aves de Puerto Deseado* and *Club Náutico Capitán Oneto*. We are also grateful to Carolina Mirallas from the Scientific English Laboratory of the UNPA for improving the language of the English version of the manuscript.

BIBLIOGRAPHY

ACOSTA-JAMETT G, CLEAVELAND S, CUNNINGHAM A, CHALMERS WS, BRONSVOORT M (2011) Urban domestic dog populations as a source of canine distemper virus for wild carnivores in the Coquimbo region of Chile. *Veterinary Microbiology* 152:247-257

ANDERSON CB, ROZZI R, TORRES-MURA JC, MCGEHEE SM, SHERRIFFS MF, SCHÜTTLER E Y ROSEMOND AD (2006) Exotic vertebrate fauna in the remote and pristine sub-Antarctic Cape Horn Archipelago, Chile. *Biodiversity & Conservation* 15:3295-3313

BANKS PB Y BRYANT JV (2007) Four-legged friend or foe? Dog walking displaces native birds from natural areas. *Biology Letters* 3:611-613

BARNETT BD (1986) Eradication and control of feral and free-ranging dogs in the Galapagos Islands. En: Proceedings of the Vertebrate Pest Conference (Vol. 12)

BARRERA R (2018) Análisis de registros de ataques a fauna silvestre chilena por carnívoros domésticos perro (*Canis lupus familiaris*) y gato (*Felis silvestris catus*) entre los años 2000 y 2016. *Revista medicina veterinaria investigación* 1:92-101

BARRIONUEVO M, CIANCIO J, MARCHISIO N Y FRERE E (2018) Parental body condition and high energy value of fish determine nestling success in Magellanic Penguin (*Spheniscus magellanicus*). Marine Biology 165:1-16

BOERSMA PD (2008) Penguins as marine sentinels. BioScience 58:597-607

CABLK ME, SAGEBIEL JC, HEATON JS Y VALENTIN C (2008) Olfaction-based detection distance: a quantitative analysis of how far away dogs recognize tortoise odor and follow it to source. *Sensors* 8: 2208-2222

CRAWFORD R, ELLENBERG U, FRERE E, HAGEN C, BAIRD K , BREWIN P, CROFTS S, GLASS J, MATTERN T, POMPERT J, ROSS K, KEMPER J, LUDYNIA K, SHERLEY RB, STEINFURTH A, SUAZO CG, YORIO P, TAMINI L, MANGEL JC, BUGONI L, JIMÉNEZ UZCÁTEGUI G, SIMEONE A, LUNA-JORQUERA G, GANDINI P, WOEHLER EJ, PÜTZ K, DANN P, CHIARADIA A, Y SMALL C (2017) Tangled and drowned: a global review of penguin bycatch in fisheries. *Endangered Species Research* 34:373-396

DANN P (1991) Distribution, population trends and factors influencing the population size of Little Penguins *Eudyptula minor* on Phillip Island, Victoria. *Emu* 91:263-272

DIAS MP, MARTIN R, PEARMAIN EJ, BURFIELD IJ, SMALL C, PHILLIPS RA, YATES O, LASCELLES B, BORBOROGLU PG Y CROXALLJP (2019) Threats to seabirds: a global assessment. *Biological Conservation* 237:525-537

GANDINI PA, FRERE E Y HOLIK TM (1992) Implicancias de las diferencias en el tamaño corporal entre colonias para el uso de medidas morfométricas como método de sexado en *Spheniscus magellanicus*. *El Hornero* 13:211-213

GOMPPER ME (2014) Free-ranging dogs and wildlife conservation. Oxford University Press, Oxford (URL: https://doi.org/10.1093/acprof:osobl/9780199663217.001.0001)

GONZALES A (2019) Guía para la Implementación de la caza control de carnívoros en Neuquén. Dirección de Ecosistemas Terrestres. Centro de Ecología Aplicada del Neuquén

HOCKEN AG (2000) Cause of death in Blue Penguins (*Eudyptula m. minor*) in North Otago, New Zealand. *New Zealand Journal of Zoology* 27:305-309

HOCKEN AG (2005) Necropsy findings in Yellow-Eyed Penguins (*Megadyptes antipodes*) from Otago, New Zealand, *New Zealand Journal of Zoology* 32:1-8

HOLDERNESS-RODDAM B Y MCQUILLAN PB (2014) Domestic dogs (*Canis familiaris*) as a predator and disturbance agent of wildlife in Tasmania, *Australasian Journal of Environmental Management* 21:441-452

ISLA F, IANTANOS N Y ESTRADA E (2004) Dinámica submareal y condiciones ambientales de la ría Deseado, Santa Cruz. *Revista de la Asociación Geológica Argentina* 59:367-375

KNOBEL DL, BUTLER JRR, LEMBO T, CRITCHLOW R Y GOMPPER ME (2014) Dogs, disease, and Wildlife. Pp.144-169 en: Gompper ME (ed) Free-ranging dog and wildlife conservation. Oxford University Press, Oxford

LEONARD JA, ECHEGARAY J, RANDI E Y VILA C (2014) Impact of hybridization with domestic dogs on the conservation. Pp.170-184 en: Gompper ME (ed) Free-ranging dog and wildlife conservation. Oxford University Press, Oxford

MARCHISIO N, BARRIONUEVO M Y FRERE E (2021) Compensatory effect of egg size dimorphism on hatching asynchrony in Magellanic penguin. *Journal of Avian Biology*, 52(10), e02673

MEEK PD (1999) The movement, roaming behaviour and home range of free-roaming domestic dogs, *Canis lupus familiaris*, in coastal New South Wales. *Wildlife Research* 26:847-855

MILLONES A, MORGENTHALER A, GANDINI P Y FRERE E (2022) Population Numbers of the Magellanic Penguin along its Central-Southern Distribution in Argentina: An Update after 25 Years. *Waterbirds* 44:499-508

MORGENTHALER A, FRERE E, RAYA REY A , TORLASCHI C, CEDROLA P, TIBERI E, LOPEZ R, MENDIETA E, CARRANZA ML, ACARDI S, COLLM N, PATRICIA GANDINI P, Y 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

Nallar R, Morales A y Gomez H (2008) Manual para la identificación y reconocimiento de eventos de depredación del ganado doméstico por carnívoros. Wildlife Conservation Society, La Paz

Pozzi LM, Borboroglu PG, Boersma PD y Pascual MA (2015) Population regulation in Magellanic penguins: what determines changes in colony size? *PLoS One* 10(3), e0119002

QGIS Development Team (2022) QGIS Geographic Information System. QGIS Association (URL: https://www.qgis.org)

Rebstock GA y Boersma PD (2018) Oceanographic conditions in wintering grounds affect arrival date and body condition in breeding female Magellanic Penguins. Marine Ecology Progress Series 601:253-267

Ritchie EG, Dickman CR, Letnic M, Vanak AT y Gommper M (2014) Dogs as predators and trophic regulators. Pp: 55-68 en: Gompper ME (ed) Free-ranging dog and wildlife conservation. Oxford University Press, Oxford

Servicio de Hidrografía Naval (2022) Tablas de mareas de los puertos de la República Argentina (URL: http://www.hidro.gov.ar/oceanografia/Tmareas/Form_Tmareas.asp)

SIGECCO (2022) Sistema de Información Geográficas de Ecología y Conservación, Unidad Académica Caleta Olivia, Universidad Nacional de la Patagonia Austral, Santa Cruz (URL: http://www.uaco.unpa.edu.ar:3838/perros.callejeros/)

Silva-Rodríguez EA y Sieving KE (2011) Influence of care of domestic carnivores on their predation on vertebrates. *Conservation Biology* 25:808-815

Smith LM, Hartmann S, Munteanu AM, Dalla Villa P, Quinnell RJ, y Collins LM (2019) The Effectiveness of Dog Population Management: A Systematic Review. Animals 22: 1020

Smith LM, Quinnell RJ, Goold C, Munteanu AM, Hartmann S, y Collins LM (2022) Assessing the impact of free-roaming dog population management through systems modelling. *Scientific Reports* 6:11452

Suazo CG, Schlatter RP, Arriagada AM, Cabezas LA y Ojeda J (2014) Fishermen's perceptions of interactions between seabirds and artisanal fisheries in the Chonos archipelago, Chilean Patagonia. *Oryx* 47:184-189

Taborsky (1988) Kiwis and dog predation: observations in Waitangi State Forest. *Notornis* 35:197-202

Towns DR, Byrd GV, Jones HP, Rauzon MJ, Russell JC y Wilcox C (2011) Impacts of introduced predators on seabirds. Pp. 56–90 en Mulder CPH, Anderson WB, Towns DR y Bellingham PJ (eds) Seabird Islands Ecology, Invasion, and Restoration. Oxford University Press, Oxford

Van Dooren T (2011) Invasive Species in Penguin Worlds: An Ethical Taxonomy of Killing for Conservation. *Conservation and Society* 9:286–298

Vanak AT, Dickman CR, Silva-Rodriguez EA, Butler JRA y Ritchie EG (2014) Top-dogs and under-dogs: competition between dogs and sympatric carnivores. Pp. 69–93 en: Gompper, M.E. (ed) Free-Ranging Dogs & Wildlife Conservation. Oxford University Press, Oxford

Vanak AT y Gompper ME (2010) Interference competition at the landscape level: the effect of free-ranging dogs on a native mesocarnivore. *Journal of Applied Ecology* 47: 1225-1232

Vanstreels RE, Parsons NJ, McGeorge C, Hurtado K, Ludynia K, Waller L, Ruthenberg M, Purves A, Pichegru L y Pistorius PA (2019) Identification of land predators of African Penguins *Spheniscus demersus* through post-mortem examination. *Ostrich* 90:359-372

Wierzbowska IA, Hędrzak M, Popczyk B, Okarma H y Crooks KR (2016) Predation of wildlife by free-ranging domestic dogs in Polish hunting grounds and potential competition with the grey wolf. *Biological conservation* 201:1-9

Zamora-Nasca LB, di Virgilio A y Lambertucci SA (2021) Online survey suggests that dog attacks on wildlife affect many species and every ecoregion of Argentina. *Biological conservation* 256:109041

Zamora-Nasca LB y Lambertucci SA (2022) Domestic dog-wildlife interactions and support for pet regulations in protected areas. *Biological Conservation* 273:109705

Zapata-Ríos G y Branch LC (2016) Altered activity patterns and reduced abundance of native mammals in sites with feral dogs in the high Andes. *Biological Conservation* 193:9-16

Comunicaciones especiales: mascotas urbanas y aves

COMO ZORRO EN GALLINERO: MATANZA EXCEDENTE DE CHOIQUES EN PUERTO DESEADO POR PERROS NO SUPERVISADOS

Diego E. Procopio[1*], María E. de San Pedro[2], Chantal L. Torlaschi [3] y Sonia C. Zapata [1]

[1]Centro de Investigaciones de Puerto Deseado, Instituto de Ciencias Ambientales, Sustentabilidad y Recursos Naturales, Unidad Académica Caleta Olivia, Universidad Nacional de la Patagonia Austral (ICASUR-UACO-UNPA), Av. Prefectura s/n, (9050) Puerto Deseado, Santa Cruz, Argentina
[2] Instituto de Tecnologías Aplicadas, Unidad Académica Caleta Olivia, Universidad Nacional de la Patagonia Austral (ITA-UACO-UNPA). Ruta N° 3 Acceso Norte, (9011) Caleta Olivia, Santa Cruz, Argentina.
[3]Dirección de Áreas Protegidas. Consejo Agrario Provincial, Delegación Puerto Deseado, San Martín 1136, (9050) Puerto Deseado, Santa Cruz, Argentina.
* dproco@hotmail.com

Resumen.- Bajo ciertas circunstancias los carnívoros pueden matar muchas más presas de las que pueden consumir, este comportamiento se denomina "matanza excedente". En verano de 2018 se encontraron grandes bandadas de Choiques (*Rhea pennata pennata*) pastoreando en campos linderos a Puerto Deseado, en la Reserva Provincial Ría Deseado, e incluso ingresando a la localidad. Al mismo tiempo se registraron altas densidades de Perros (*Canis lupus familiaris*) no supervisados en la ciudad. Como resultado de este solapamiento ocurrió una matanza de 68 Choiques por esas jaurías. Este es el primer registro de matanza excedente de choiques por perros en Argentina. Considerar la influencia de perros no supervisados es fundamental para diseñar estrategias de conservación de las especies silvestres, en particular en la periferia de ambientes urbanos.

Palabras clave: *aves corredoras, conflicto vida silvestre, matanza excedente, Patagonia*

Abstract.- LIKE HAVING A FOX IN A CHICKEN COOP: SURPLUS KILLING OF RHEAS IN PUERTO DESEADO BY STRAY DOGS. Surplus killing, a common behavior exhibited by carnivores, consists, under certain circumstances, in killing many more prey than they consume. During the summer of 2018, large flocks of Lesser Rheas (*Rhea pennata pennata*) were found grazing in the fields surrounding the city of Puerto Deseado, in the Ria Deseado Provincial Reserve, and even get in town. At the same time, high densities of stray dogs (*Canis lupus familiaris*) were recorded in the city. The convergence of the two events resulted in a surplus killing of 68 Lesser Rheas by packs. This is the first record of surplus killing of lesser rheas by predation of stray dogs in Argentina. It is essential to consider the presence of stray dogs when designing conservation strategies for wildlife, particularly in the surrounding of urban areas.

Keywords: Patagonia, ratites, surplus killing, wildlife conflict

Recibido: 14 de julio de 2022; Aceptado: 8 de noviembre 2022

Un comportamiento frecuente exhibido por los carnívoros consiste en matar a muchas más presas de las que pueden consumir o almacenar en un mismo evento de caza. Esta "matanza excedente", es también conocida como "Síndrome del Gallinero", debido a que un zorro en un gallinero es un buen ejemplo (Lancum 1951, Kruuk 1972a). La matanza excedente suele estar muy relacionada con la abundancia de las

presas y con su concentración, por lo tanto, es más frecuente sobre las especies domésticas como aves de corral o ganado poco protegido, y es menos probable que ocurra sobre especies silvestres (Lucherini et al. 2018). La matanza excedente ha sido documentada para varias especies de carnívoros y sus presas, tanto domésticas como silvestres a través del mundo, incluyendo felinos (Stuart 1986, McCarthy y Mallon 2016), hiénidos (Kruuk 1972b, Wiesel 2006), úrsidos (Reynolds et al. 2002), mustélidos (Oksanen et al. 1985) y cánidos (Andelt et al. 1980, Del Giudice 1998), incluyendo dentro de estos a los perros domésticos (Taborsky 1988, Short et al. 2002, Mech y Boitani 2003, Zapata-Ríos y Branch 2016).

Sin duda el Perro Doméstico (*Canis lupus familiaris*) es el carnívoro más común del mundo (Wandeler et al. 1993, Lartigau et al. 2019). Ha sido introducido prácticamente en todas las regiones como comensal de los humanos por los pueblos originarios (Doherty et al. 2016). En gran parte de su rango de distribución los perros son libres o no supervisados, independientemente de su estado de relación con el humano, y pueden interactuar negativamente con la fauna nativa en múltiples niveles, pudiendo impactar en la vida silvestre a través de la depredación directa (Ritchie et al. 2014, Wierzbowska et al. 2016), cambios de comportamiento (Blumstein y Daniel 2005, Banks y Bryant 2007, Silva-Rodríguez y Sieving 2012, Zapata-Ríos y Branch 2016), transmisión de enfermedades (Acosta-Jamett et al. 2011, Knobel et al. 2014) e hibridación (Leonard et al. 2014). Además, pueden ser competidores eficientes frente a otros carnívoros de su mismo gremio, como los Lobos de Etiopía (*Canis simensis*) (Atickem et al. 2010), Zorros Grises (*Lycalopex griseus*) (Silva-Rodríguez, et al. 2010) y Zorros de Bengala (*Vulpes bengalensis*) (Vanak y Gompper 2010).

Los perros son depredadores generalistas y oportunistas, con una dieta muy variable que incluye heces de humanos, basura, frutos, aves, reptiles, carroña y otros animales silvestres de tamaño mediano (Long 2003). Son también considerados depredadores efectivos dado que son capaces de matar a un número significativo de especies de diversos taxones y tamaños corporales (Vanak y Gompper 2010, Young et al. 2011). En consecuencia, el impacto de la depredación por perros sobre especies nativas de la fauna silvestre puede ser muy severo y ha sido reportado en diversas partes del mundo. Por ejemplo, en Islas Galápagos los perros son depredadores de Iguanas terrestres y marinas (*Conolophus subcristatus* y *Amblyrhynchus cristatus*) (Kruuk 1979, Kruuk y Snell 1981; Barnett 1986), en Chile y Argentina, los perros depredan al ciervo Pudú (*Pudu puda*) y al Huemul (*Hippocamelus bisulcus*) (Silva-Rodríguez y Sieving 2011, Seijas 2018, Pastore y Aprile 2019), y en India depredan Antílopes Negros (*Antilope cervicapra*) (Jhala y Giles 1991, Jhala 1993).

El impacto que los perros tienen sobre las aves silvestres es variable, siendo las más afectadas aquellas no voladoras que viven y nidifican en el suelo o las voladoras que al estar mudando no pueden volar y permanecen en el suelo (Weston y Stankowich 2014). En las costas de muchas ciudades los perros no supervisados disturban y ahuyentan a las aves (Mitchell et al. 1998, Lord et al. 2001, Forrest y Clair 2006), pudiendo además llegar a ser importantes depredadores. Por ejemplo, en Nueva Zelanda, un solo perro mató en un solo evento aproximadamente a 500 Kiwis (*Apteryx australis*) (Taborsky 1988), y por otro lado en distintas partes del mundo, varias especies de pingüinos fueron atacadas debido a su incapacidad de volar (Barnett 1986, Hocken 2000, Hocken 2005, Anderson et al. 2006, van Dooren 2011, Holderness-Roddam y McQuillan 2014, Barrera 2018, Vanstreels et al. 2019).

El Choique (*Rhea pennata pennata*), es un ave corredora no voladora que nidifica en el suelo, cuya distribución abarca desde el norte de Neuquén y Río Negro hasta el sur de Santa Cruz, y fue introducida en Tierra del Fuego en 1936 (Garrido y Kovacs 1982, Folch 1992, De Lucca 1996). Es una de las especies autóctonas más emblemáticas de la fauna patagónica, que estuvo categorizada a nivel global como “Casi Amenazada” por la IUCN en 2008. A pesar de considerarse ecológicamente extinta en algunas regiones de su área de distribución (Novaro et al. 2000), en el año 2014 una nueva revisión de la clasificación la ubicó en la categoría “Preocupación Menor” (BirdLife International 2022). Sin embargo, aunque se reconoce que existe una declinación poblacional, se desconoce en qué medida las poblaciones naturales fluctúan o se encuentran afectadas (Fernández et al. 2017).

En Argentina, se han identificado a la pérdida de hábitat, la recolección de huevos y la caza furtiva como las principales amenazas a las que aún se enfrentan las poblaciones de choiques (Bellis et al. 1999, Funes et al. 2000, Barri et al. 2008, Pedrana et al. 2011). En la provincia de Santa Cruz, Patagonia Argentina, una evaluación de la distribución de esta especie a escala provincial, mostró que la ocurrencia de choiques estuvo positivamente asociada con la productividad primaria media y la menor distancia a humedales, y negativamente relacionada con la distancia a la ciudad o campamento petrolero más cercano, resaltando la importancia del

impacto de las perturbaciones antropogénicas sobre la especie (Pedrana et al. 2011). Otros factores que podrían impactar en las poblaciones de choiques en Santa Cruz, como la depredación, no han sido reportados hasta el momento. En esta provincia, los predadores naturales del Choique son el Puma (*Puma concolor*) y el Zorro colorado (*Lycalopex culpaeus*), pudiendo además alimentarse de sus huevos y pichones (Novaro et al. 2000, Zapata et al. 2005, Zanon Martínez et al. 2012). Por otro lado, la depredación de choiques por perros en Argentina es anecdótica, existiendo reportes aislados en diarios locales y reportes en la Estepa Patagónica (Zamora-Nasca et al. 2021).

En abril de 2018 se observó un aumento inusual de la población de choiques en los alrededores de la localidad Puerto Deseado (Santa Cruz), incluso algunos de estos ingresaron al ejido urbano. Al mismo tiempo, se observaron jaurías de perros persiguiéndolos y cazándolos, dejando una gran cantidad de cadáveres en los alrededores de la ciudad. En el presente trabajo se describe la matanza excedente observada, discutiendo las posibles causas, y se estiman las densidades de choiques y perros.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de Estudio

El presente estudio se llevó a cabo en la ciudad de Puerto Deseado, provincia de Santa Cruz, Argentina, y en sus alrededores, que incluyen una parte la Reserva Provincial Ría Deseado, campos linderos sin producción ovina y una zona de chacras, abarcando una superficie de 12.2 km^2. Según los datos recolectados por nuestro grupo de investigación, Sistema de Información Geográfica, Ecología y Conservación (SIGECCO), en la ciudad existe una gran cantidad de perros que deambulan libremente en las calles. Si bien en los últimos años, las autoridades municipales han realizado intentos para evitar esta situación por medio de campañas de castración de perros domiciliarios para evitar su propagación, la población canina callejera ha ido en aumento, formando un importante componente de la ecología urbana.

Estimación de la densidad de los perros no supervisados en la ciudad de Puerto Deseado

A partir del año 2016 hasta la actualidad el SIGECCO comenzó a monitorear la población de perros no supervisados de Puerto Deseado a través de censos realizados en las calles de la ciudad, que incluyeron la zona de chacras y el basural municipal de residuos sólidos urbanos. En estos censos, los registros de los perros observados se guardaron de forma ordenada y georreferenciada en una "planilla de terreno digital" en Cybertracker (URL: http://www.cybertracker.org/) cargada en un dispositivo Android, la cual permite incorporar luego toda la información necesaria en cada registro para su posterior incorporación a una base de datos (Calo y Tyson 2012). Estos datos se encuentran disponibles en la página Sig-web (URL: http://www.uaco.unpa.edu.ar:3838/perros.callejeros/) de la Universidad Nacional de la Patagonia Austral (UNPA). La planilla de terreno digital se creó utilizando una versión gratuita del software Cybertracker. Para realizar el censo de perros no supervisados en marzo de 2018, la ciudad de Puerto Deseado fue dividida en 12 zonas, teniendo en cuenta sus arterias principales para tener una buena organización del recorrido de todas las calles. También se recorrieron la zona de chacras y el basural municipal. En dicho censo se recorrió una distancia de 110 km, en vehículo a una velocidad de 5 km/h, durante 7 días.

Con los registros georeferenciados se estimó la densidad relativa en perros/km^2 mediante una interpolación, utilizando la función Kernel normal (Silverman 1986) a través del software Crime Stat IV (Levine 2015). Posteriormente las densidades se categorizaron en 5 clases para obtener una mejor visualización de la problemática (Fig. 1).

Estimación de la densidad de choiques muertos y recuento de bandadas vivas

Del 19 al 28 de abril de 2018 se realizaron recorridos a pie, que sumaron un total de 73 km, por caminos y alrededor de los alambrados que circundan gran parte de la ciudad, el basural y autódromo de Puerto Deseado (Fig. 1). Durante los mismos se registraron los avistamientos de choiques vivos y su agrupamiento (en bandadas o solitarios), así como los choiques encontrados muertos. Para estos últimos se registró además el porcentaje consumido. La muerte de los choiques se atribuyó a ataques por perros por la observación de sus excrementos y rastros dejados en la cercanía de las carcasas, por las heridas externas presentes en los choiques concordantes con mordeduras y la observación de varios de sus huesos quebrados. Además, no hay registros de la presencia de sus depredadores naturales (pumas y zorros colorados) tan cercanos a la ciudad, que puedan haberlos

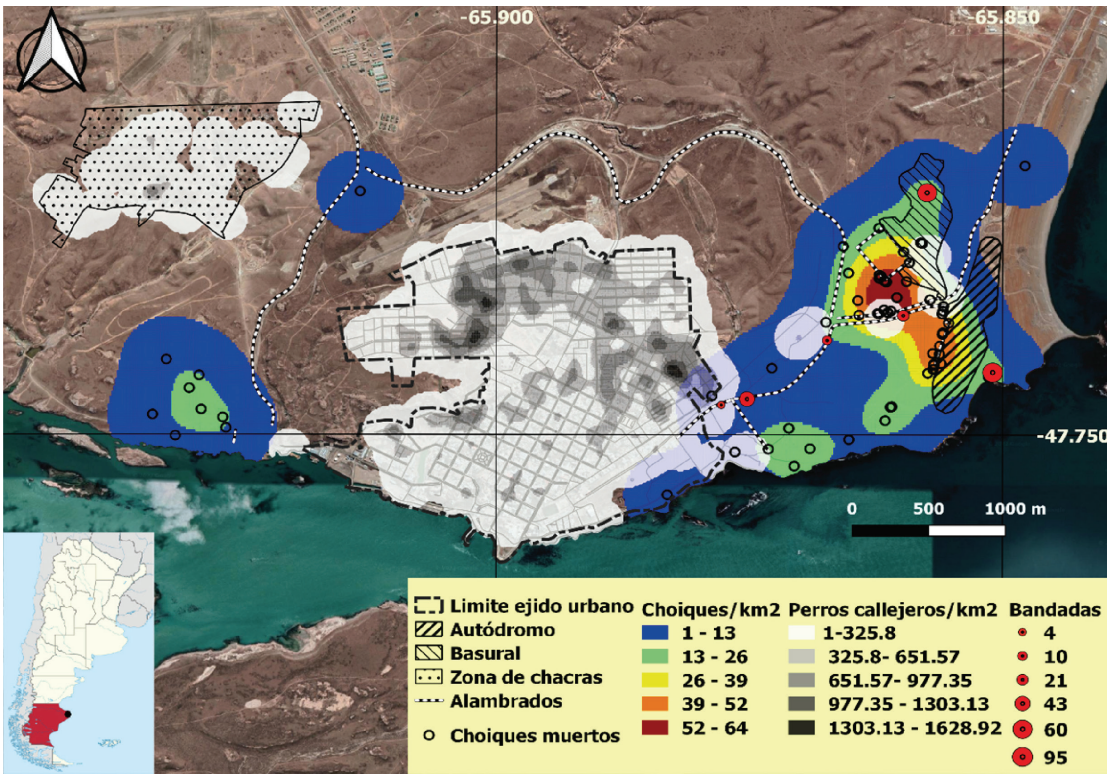


Figura 1. Mapa del área de estudio en el que se observan superpuestas las distintas áreas de uso por parte de perros no supervisados (densidades en escala de grises) con las distintas áreas incidencias de matanzas de choiques (densidades en escala de colores), las posiciones de los choiques muertos (círculos abiertos) y las bandadas vivas (círculos rojos). Por otro lado, se observan los alambrados que rodean la ciudad, el basural y el autódromo.

depredado (observación personal). Para el recuento de los choiques, se utilizó la metodología descrita en el apartado anterior (planilla electrónica con GPS, Cybertracker). Posteriormente, con las posiciones geográficas de los registros de choiques muertos se estimaron las áreas de mayor incidencia, a través de la densidad relativa al área de estudio (choiques/km^2), mediante una interpolación utilizando la función Kernel normal (Silverman 1986) con el software Crime Stat IV (Levine 2015). Por otro lado, con la ayuda del sistema de información geográfica Quantum GIS (QGIS.org, 2022, URL: http://www.qgis.org), se midieron todas las distancias de choiques muertos a todos los alambrados (olímpicos y de 7 hilos) que pudieron haber interferido en su escape o facilitado su captura por parte de los perros.

RESULTADOS

Densidad de los perros no supervisados en la ciudad de Puerto Deseado

Durante el período de estudio se registraron 1600 perros no supervisados conformados por 341 jaurías (1026 perros) y 574 perros solitarios, en una superficie de 6.19 km^2 de la ciudad y sus alrededores durante cada año censado. La población de perros no supervisados aumentó un 16.6% en relación al censo realizado en el año anterior. Se identificaron 5 clases de densidades de perros no supervisados, densidades bajas que van de 1 a 375 perros por km^2, a densidades muy altas de 1303 a 1629 perros/km^2 (Fig. 1).

Densidad de choiques muertos y recuento de bandadas vivas

Durante los recorridos se registraron en total 301 choiques. De éstos, 233 conformaron 6 bandadas, tres de ellas en cercanías de la ciudad formadas por 4, 10 y 43 individuos y las otras tres más alejadas de la ciudad formadas por 21, 60 y 95 individuos respectivamente (Figs. 1 y 2). El resto de los registros correspondieron a 68 choiques depredados por perros (22.6% del total registrado). En varias ocasiones se observaron de manera directa a los perros persiguiendo y cazando choiques (n=14) (Fig. 3).

Las estimaciones de densidades de choiques muertos por perros, permitió identificar 5 clases de incidencia de matanzas, que van de 1 a 13 choiques/km^2 en las zonas de menores incidencias, a 52 a 64

Figura 2. Bandada de choiques ingresando al ejido urbano de la ciudad de Puerto Deseado.

choiques/km^2 en las zonas de mayores incidencias (Fig. 1). La mayor densidad de choiques muertos por perros (64% del total) se registró en cercanías de los alambrados que rodean el basural municipal y el autódromo local, ambos distando a 1500 metros del ejido urbano (Fig. 1). Estas muertes ocurrieron en promedio a 226 ± 224 metros de distancia de la zona de influencia de perros no supervisados y en promedio a 46 ± 84 metros de los alambrados. El 36% restante de los choiques fueron cazados en promedio a 395 ± 309 metros de distancia de la zona más cercana a la ciudad con influencia de perros no supervisados, incluso algunos choiques han sido cazados cuando ingresaron al ejido urbano, siguiendo como límite la costanera de la ciudad. En promedio estos últimos ataques también ocurrieron a una distancia similar (46 ± 47 metros) a alambrados, caminos y costanera (Fig. 1).

Cabe destacar que los alambrados olimpicos (2m) del basural municipal y el autódromo, como así también los de 7 hilos (1m) que limitan los campos con la ciudad, tuvieron un rol fundamental en las persecuciones y matanzas de choiques, ya que éstos no eran capaces de escapar cuando llegaban a las zonas alambradas, facilitando a los perros su captura. De hecho, los recuentos acumulados de choiques muertos mostraron que el 36.8% se encontraron en un rango de distancia de 1 a 10 metros de los alambrados, el 59.4% de las muertes ocurrieron en el rango 1 a 20 metros, el 86.8% de las muertes ocurrieron a menos de 100 metros y el resto de las muertes a distancias mayores, hasta alcanzar 416 metros (Fig. 4).

Otra área a destacar en este estudio es la zona de chacras, ubicada a menos de 1000 metros de distancia de la ciudad, en ésta se registró el 13.23% de los choiques depredados por los perros (Fig. 1). Allí las densidades de perros son menores, sin embargo, éstos pueden incursionar fácilmente hacia distintas zonas, como por ejemplo el área protegida, pudiendo mantener incluso un flujo de ida y vuelta entre éstas áreas.

Descripción de los eventos de caza observados por perros no supervisados.

Durante los recorridos de registro de choiques muertos se pudo observar jaurías formadas por dos, cuatro y cinco perros persiguiendo a los choiques solitarios o en bandadas. Cuando uno de los choiques era alcanzado por uno de los perros de la jauría, rápidamente los demás integrantes de la jauría se incorporaban al ataque mordiendo y sacudiendo la presa vigorosamente hasta ocasionar la muerte en la mayoría de los casos. Acto seguido los perros abandonaban el cuerpo de ese choique sin alimentarse de él

Figura 3. Ataques de perros no supervisados a choiques. (A) Perro persiguiendo una bandada de choiques. (B) Perro matando a un choique acorralado en un alambrado y (C) Choique adulto muerto por perro no supervisado al lado del alambrado.

y comenzaban con la persecución de otra ave, con la particularidad de que la siguiente persecución la iniciaba otro integrante de la jauría, como si estuviesen realizando postas en las carreras de relevo. Creemos que fue una manera de economizar energía y de lograr cansar a los choiques para que sean más fáciles de capturar, en especial cuando cazaban bandadas (Diego Procopio obs. pers.). Durante los recorridos, no se observaron perros en jaurías consumiendo choiques, pero sí se observó que todas las carcasas halladas presentaron algún indicio de mordeduras y/o consumo ya que en promedio las carcasas estaban consumidas en un 43%. Esto supone que los perros pudieron haber consumido a los choiques en otros momentos, sin embargo, se pudo observar la intervención de otros carroñeros como aves y carnívoros: Zorro Gris, Carancho (*Caracara plancus*), Aguilucho Ñanco (*Geranoaetus polyosoma*) aprovechándose de las carcasas, y a la Bandurria Austral (*Theristicus melanopis*) consumiendo larvas de las carcasas.

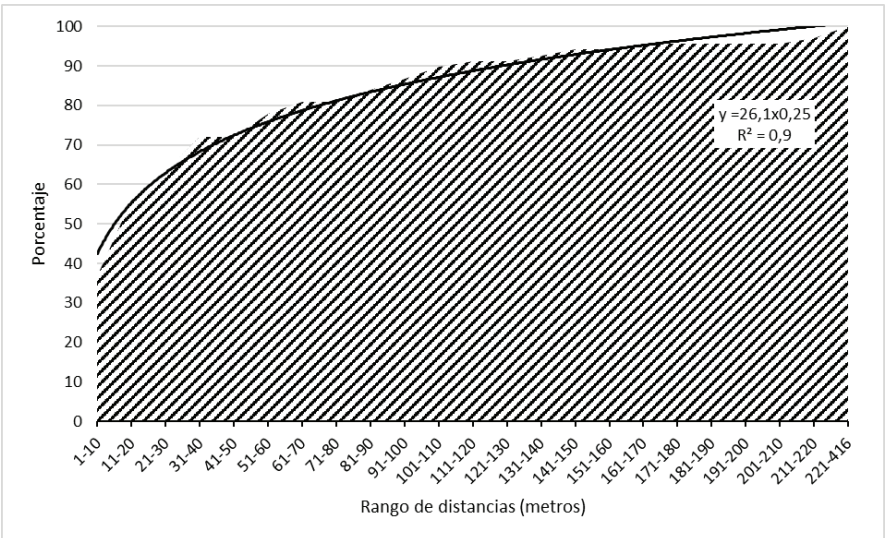


Figura 4. Número de choiques muertos por perros (expresado en porcentaje acumulado) en relación a las distancias a los alambrados (rango de distancias en metros). Se observa que la mayor frecuencia de muertes ocurrió a distancias cortas a los alambrados, evidenciándose el efecto que tuvieron en la matanza excedente de choiques.

DISCUSIÓN

El comportamiento de los perros en libertad puede ser tanto diurno como nocturno, y los perros muestran una gran variación en el tamaño de su área de acción (1 a 2500 ha), lo que potencialmente puede tener grandes efectos de perturbación en la vida silvestre (Meek 1999). Por otro lado, en pueblos y ciudades pequeñas con áreas naturales o campos alrededor, la oportunidad para los perros de interactuar con la fauna silvestre, o interactuar con otros perros rurales que interactúan con la fauna silvestre, aumenta. En este escenario uno puede encontrar una gran variedad de perros solitarios cuyas áreas de acción pueden variar ampliamente (Vanak y Gompper 2010). En Argentina, la amenaza de los perros ha comenzado a percibirse en las últimas décadas, pero no como un importante problema para la mayoría de las personas y responsables políticos (Plaza et al. 2019). Además, la falta de claridad o información poco accesible y la carencia de conocimiento de la interacción entre perros y vida silvestre, hacen que este problema no sea bien reconocido (Zamora-Nasca y Lambertucci 2022). No obstante, un estudio reciente ha reportado un gran número de ataques de perros a la fauna silvestre en las distintas ecorregiones de Argentina (Zamora-Nasca et al. 2021).

La matanza excedente de choiques llevada a cabo por perros que documentamos en este trabajo constituye el primer registro para la provincia de Santa Cruz, y el primero para esta especie de ave en Argentina. Sin embargo, existen reportes en diarios locales o informes técnicos del Consejo Agrario Provincial (Torlaschi y Cedrola 2016), así como publicaciones científicas (Morgenthaler et al. 2022) que denuncian matanzas excedentes de pingüinos en áreas cercanas a la ciudad de Puerto Deseado. La matanza excedente ocurre en situaciones inusuales, en las cuales existe una disrupción en la secuencia “normal” de caza, cuando un depredador o un grupo de depredadores son confrontados con presas que se encuentran a altas densidades, localmente concentradas y en un estado de vulnerabilidad, lo que facilita su captura (Kruuk 1972a). La densidad de choiques reportada en este estudio fue extraordinariamente alta, llegando a superar ampliamente la reportada para las poblaciones de choiques en distintas regiones patagónicas (1 a 59 choiques/km^2 este estudio vs 0.06 a 2.93 choiques/km^2, Garrido y Kovacs 1982, De Lucca 1996, Navarro et al. 1999, Funes et al. 2000). Los choiques tienen un comportamiento gregario, que es una estrategia utilizada por muchas especies de herbívoros para disminuir el riesgo de depredación (Barri et al. 2012). Esta disminución puede ser generada por un aumento de la eficiencia de detección de depredadores por vigilancia colectiva (efecto de detección), como por una menor probabilidad individual de ser depredado al incrementarse el tamaño del grupo (efecto de dilución), no siendo ambas estrategias mutuamente excluyentes (Bertram 1980, Burger y Gochfeld 1988). Es posible que la cercanía de las bandadas de choiques a la ciudad pueda haber aumentado la probabilidad de encuentro entre éstas y las jaurías, favoreciendo la persecución, provocando la disrupción de las bandadas y disminuyendo en consecuencia el efecto de dilución.

En la Estepa Patagónica los choiques ocupan hábitats abiertos, llanos y con buena visibilidad, que favorecen su estrategia antidepredadora (Codenotti y Álvarez 2000, Bellis et al. 2006, Pedrana et al. 2011). Allí pueden vigilar mientras se alimentan, y huir rápidamente ante el avistaje de sus depredadores ("mirar y huir", Bruning 1974). Sin embargo, la complejidad estructural de los alrededores de la ciudad de Puerto Deseado, como la presencia de un basural y un autódromo rodeados de alambrados, pudo haber provocado una disminución en la visibilidad de los choiques y por lo tanto una mayor exposición a los perros (Bertram 1980, Burger y Gochfeld 1988), los cuales transitan sin restricciones por cualquier tipo de hábitat. Sumado a esto, la presencia de alambrados en los alrededores de la ciudad ha incrementado considerablemente el estado de vulnerabilidad de los choiques. De hecho, la mayoría de los cadáveres se encontraron en cercanías de alambrados. Estos actuaron como barreras físicas o trampas impidiendo el escape de las aves cuando eran perseguidas por los perros, cuya habilidad para detectar y acorralar a sus presas ha sido bien documentada, como por ejemplo, capturando Agutíes (*Dasyprocta punctata*), Pacas (*Agouti paca*) y Armadillos de 9 Bandas (*Dasypus novemcinctus*) (Koster 2008 a, b, Koster y Tankersley 2012).

La actividad diurna de los choiques (Jory 1975) habría jugado en contra de su supervivencia dado que los perros, a diferencia de sus depredadores naturales como el Puma y el Zorro Colorado, que suelen ser crepusculares y nocturnos (Crespo y De Carlo 1963, Novaro 1997, Franklin et al. 1999, Jiménez et al. 2001, Monteverde y Piudo 2011), son más activos durante el día en Puerto Deseado y sus alrededores (URL:http://www.uaco.unpa.edu.ar:3838/perros.callejeros/). Por otro lado, tanto pumas como zorros depredan por acecho e individualmente, a diferencia de los perros que pueden formar jaurías, llegando incluso a matar presas de gran tamaño (Corbett 1995, Vanak y Gompper 2009, Vanak et al. 2014). De hecho, las densidades de perros no supervisados en Puerto Deseado y sus alrededores, más altas que las reportadas en otras ciudades como Río Cuarto y Buenos Aires (Molina et al. 2006, de la Reta et al. 2018), los han llevado a la formación de jaurías, aumentando la eficiencia en la persecución y caza de los choiques.

Todos los factores antes mencionados, como las altas densidades de perros no supervisados y la formación de jaurías con acceso libre al hábitat natural, el aumento de la población de choiques en la periferia de la ciudad y la presencia de alambrados que la circundan, habrían actuado en sinergia resultando en una matanza excedente que ha culminado en una total y rápida eliminación de los choiques de los alrededores de la ciudad. Si bien este habría sido un caso excepcional, es necesario poder contar con alertas tempranas para prevenir las matanzas excedentes por parte de perros no supervisados. Para ello, resulta imprescindible el desarrollo de programas de monitoreo que permitan conocer cómo aumentan o disminuyen las poblaciones de perros de acuerdo a los distintos manejos, y proponer medidas de control y tenencia responsable, con la ayuda de aplicaciones modernas que pueden dar un diagnóstico rápido de la situación.

Los programas de vacunación y esterilización actuales, dirigidos a reducir el tamaño de la población de perros y la prevalencia de patógenos, se enfocan en su mayoría en los dueños de perros, quienes deben llevar a sus mascotas a puntos fijos dentro de las localidades. Este manejo pasivo debe ser complementado con la promoción de un manejo activo en las calles, centrado en los factores que promueven el aumento de la población de perros, como el abandono, los nacimientos y en la falta de cuidados de los propietarios que dejan a sus perros vagar libremente. A estas prácticas se le deben sumar intervenciones que perduren en el tiempo, tales como captura, esterilización y colocación de chips, que permitan identificarlos y tener un seguimiento de estos perros, acompañadas de inspectores que trabajen sobre los tenedores irresponsables (Smith et al. 2022). En el caso de perros problemáticos que inciden sobre la fauna silvestre, se debería avanzar en leyes que los declaren perjudiciales y que permitan la remoción inmediata de estas áreas.

El seguimiento y control de los perros no supervisados deberían estar incluidos en programas acordes en cada ciudad, en los programas de conservación de las áreas protegidas y en la agenda de áreas productivas, para mitigar sus efectos nocivos en la salud, seguridad pública, y en los ecosistemas. Los perros no solo representan un riesgo para la vida silvestre, sino también para los seres humanos y sus actividades productivas. Por lo que es necesario comenzar a evaluar y comparar las poblaciones de perros no supervisados en otras localidades del país, utilizando, por ejemplo, la metodología desarrollada para este estudio. Esto permitirá poder visualizar la problemática y así ponerla en discusión de las distintas organizaciones gubernamentales, no gubernamentales y entes de conservación de fauna silvestre, debido a que es creciente en todas las ciudades del país (Lartigau et al. 2019).

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos al director de la Delegación Deseado (CAP), Sr. Carlos Bolke por autorizarnos y apoyar a trabajar en el área protegida. También agradecemos al personal no docente del Plan de Acción de Mantenimiento (PAM) del área Sistemas de la UNPA-UACO, Sr. Fabian Diaz y Sr. Gustavo Quinteros. Los revisores anónimos aportaron sugerencias que mejoraron sustancialmente este manuscrito. Los fondos fueron proporcionados por la Universidad Nacional de la Patagonia Austral, en el marco del Proyecto de Investigación "Implementación de un SIG-Web de gestión orientado al control y monitoreo de la población de perros callejeros en Patagonia", código 29/B264.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

Acosta-Jamett G, Chalmers WS, Cunningham AA, Cleaveland S, Handel IG y Bronsvoort BM (2011) Urban domestic dog populations as a source of
canine distemper virus for wild carnivores in the Coquimbo region of Chile. *Veterinary Microbiology* 152:247-257

Andelt WE, Palthoff D, Case RM, y Gipson PS (1980) Surplus killing by coyotes. *Journal of Mammalogy* 61:377-378

Anderson CB, Rozzi R, Torres-Mura JC, Mcgehee SM, Sherriffs MF, Schüttler E y Rosemond AD (2006) Exotic vertebrate fauna in the remote and pristine sub-Antarctic Cape Horn Archipelago, Chile. *Biodiversity & Conservation* 15:3295-3313

Atickem A, Bekele A y Williams SD (2010) Competition between domestic dogs and Ethiopian wolf (*Canis simensis*) in the Bale Mountains National Park, Ethiopia. African *Journal of Ecology* 48:401-407

Banks PB y Bryant JV (2007) Four-legged friend or foe? Dog walking displaces native birds from natural areas. *Biology Letters* 3:611-613

Barrera R (2018) Análisis de registros de ataques a fauna silvestre chilena por carnívoros domésticos perro (*Canis lupus familiaris*) y gato (*Felis silvestris catus*) entre los años 2000 y 2016. *Revista medicina veterinaria investigación* 1:92-101

Barri FR, Martella MBy Navarro J (2008) Effects of hunting, egg harvest and livestock grazing intensities on density and reproductive success of lesser rhea *Rhea pennata pennata* in Patagonia: implications for conservation. *Oryx* 42:607-610

Barnett BD (1986) Eradication and control of feral and free-ranging dogs in the Galapagos Islands. In Proceedings of the Twelfth Vertebrate Pest Conference (URL: https://digitalcommons.unl.edu/vpc12/8)

Barri F, Roldán N, Navarro J y Martella M (2012) Effects of group size, habitat and hunting risk on vigilance and foraging behaviour in the Lesser Rhea (*Rhea pennata pennata*). *Emu* 112:67-70

Bellis LM, Martella MB, Navarro JL y Vignolo P (1999) Experience of release of yearlings of greater rhea reproduced artificially. Pp. 55-56 en: Proceedings of the IV Neotropical Ornithological Congress (Monterrey)

Bellis LM, Navarro JL, Vignolo PE y Martella MB (2006) Habitat preferences of lesser rheas in Argentine Patagonia. *Biological Conservation* 15:3065-3075

Bertram BCR (1980) Vigilance and group size in ostriches. *Animal Behaviour* 28:278-286

BirdLife International (2022) Species factsheet: *Rhea pennata*. Downloaded from http://www.birdlife.org on 21/06/2022.

Blumstein DT y Daniel JC (2005) The loss of antipredator behavior following isolation on islands. *Procceedings of Royal Society B* 272:1663-1668

Bruning DF (1974) Social structure and reproductive behaviour in the Greater Rhea. *Living Bird* 13:251-294

Burger J y Gochfeld M (1988) Effects of group size and sex on vigilance in ostriches (*Struthio camelus*): Antipredator strategy or mate competition? *Ostrich* 59:14-20

Calo A y Tyson E (2012) *Un Sistema de Monitoreo Comunitario Basado en Móviles: Un Estudio de Caso en la Sierra Madre de Chiapas.* Tesis El Colegio de la Frontera Sur y Colorado State University

Codenotti TL y Álvarez F (2000) Habitat use by Greater Rheas in an agricultural area of southern Brazil. *Revista de Etología* 2:77-84

Corbett L (1995) *The Dingo in Australia and Asia*. University of New South Wales Press, Sydney

Crespo JA y De Carlo JM (1963) Estudio ecológico de una población de zorros colorados, *Dusicyon culpaeus culpaeus* (Molina) en el oeste de la provincia de Neuquén. Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales "Bernardino Rivadavia". *Ecología (Argentina)* 1:1-55

De Lucca ER (1996) Censos de choiques (*Pterocnemia pennata pennata*) en el sur patagónico. *El Hornero* 14:74-77

Del Giudice GD (1998) Surplus killing of white-tailed deer by wolves in Northcentral Minnesota. *Journal of Mammalogy* 79:227-235

Doherty TS, Glen AS, Nimmo DG, Ritchie EG y Dickman CR (2016). Invasive predators and global biodiversity

loss. Proceedings of the National Academy of Sciences 113:11261-11265

VAN DOOREN T (2011) Invasive Species in Penguin Worlds: An Ethical Taxonomy of Killing for Conservation. *Conservation and Society* 9:286-298

FERNÁNDEZ C, TOSCANO NBG Y MARINO A (2017) Monitoreo de Choiques. Pp.152-161 en: Udrizar Sauthier DE, GE Pazos y Arias AM (ed), *Reserva de vida silvestre San Pablo de Valdez 10 años. Conservando el patrimonio natural y cultural de la península Valdés Patagonia Argentina.* Fundación Vida Silvestre. CONICET. ISBN 978-950-9427-31-0

FOLCH A (1992) Family Rheidae (Rheas). Pp. 83–84 en: J Del Hoyo, A Elliot y J Sargatal (ed) *Handbook of the Birds of the World*. Vol 1: Ostrich to Ducks. Lynx Edicions, Barcelona

FORREST A Y CLAIR CC (2006) Effects of dog leash laws and habitat type on avian and small mammal communities in urban parks. *Urban Ecosystems* 9:51-66

FRANKLIN WL, JOHNSON WE, SARNO RJ Y IRIARTE JA (1999) Ecology of the Patagonian Puma *Felis concolor* patagonica in southern Chile. *Biological Conservation* 90:33-40

FUNES MC, ROSAUER MM, SANCHEZ ALDAO G, OB MONSALVO Y NOVARO AJ (2000) Proyecto: Manejo y conservación del choique en Patagonia. Provincia de Neuquén. Informe 2 etapa: Análisis poblacionales. Centro PyME Neuquén

GARRIDO JL Y KOVACS Z (1982) Distribución de Herbívoros en Chubut. Afinidad Ambiental de Guanaco, Ñandú y Mara. CENPAT Technical Paper 63. Buenos Aires: CONICET

HOCKEN AG (2000) Cause of death in Blue Penguins (*Eudyptula m. minor*) in North Otago, New Zealand. *New Zealand Journal of Zoology* 27:305-309

HOCKEN AG (2005) Necropsy findings in Yellow-eyed Penguins (*Megadyptes antipodes*) from Otago, New Zealand, *New Zealand Journal of Zoology* 32:1-8

HOLDERNESS-RODDAM B Y MCQUILLAN PB (2014) Domestic dogs (*Canis familiaris*) as a predator and disturbance agent of wildlife in Tasmania. *Australasian Journal of Environmental Management* 21:441-452

JHALA YV Y GILES RHJ (1991) The status and conservation of the wolf in Gujarat and Rajasthan, India. *Conservation Biology* 5:476-483

JHALA YV (1993) Predation on blackbuck by wolves in Velavadar National Park, Gujarat, India. 32 *Conservation Biology* 7:874-881

JIMÉNEZ JE, PARADA M Y CORTES P (2001) Spatial ecology of the Culpeo Fox (*Pseudalopex culpaeus*) in the highland desert of northern Chile. Pp. 64 en: Sillero, C. y Hoffmann M. (ed). Program and Abstracts, Canid Biology and Conservation, an International Conference, Oxford University's Wildlife Conference Research Unit IUCN/SSC Canid Specialist Group, Oxford

JORY JE (1975) Observaciones etológicas en *Pterocnemia pennata pennata* (D'Orbigny) (Aves: Rheidae). *Anales del Instituto de la Patagonia (Chile)* 6:147-159

KNOBEL DL, BUTLER JRA, LEMBO T, CRITCHLOW R Y GOMPPER ME (2014) Dogs, disease, and wildlife. Pp. 144-169 en: Gompper ME (ed), *Free-Ranging Dogs and Wildlife Conservation*. Oxford University Press, Oxford, UK

KOSTER JM (2008a) Hunting with dogs in Nicaragua: An optimal foraging approach. *Current Anthropology* 49:935-944

KOSTER JM (2008b) The impact of hunting with dogs on wildlife harvests in the Bosawas Reserve, Nicaragua. *Environmental Conservation* 35:211-220

KOSTER JM Y TANKERSLEY KB (2012) Heterogeneity of hunting ability and nutritional status among domestic dogs in lowland Nicaragua. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA,* 109:463-470

KRUUK H (1972a) Surplus killing by carnivores. *Journal of Zoology* 166:233-244

KRUUK H (1972b) The spotted hyena: a study of predation and social behavior. The University of Chicago Press, Chicago

KRUUK H (1979) Ecology and Control of Feral Dogs in Galapagos: A Report to the Frankfurt Zoological Society

KRUUK H Y SNELL H (1981) Prey selection by feral dogs from a population of marine iguanas (*Amblyrhynchus cristatus*). *Journal of Applied Ecology* 18:197-204

LANCUM FB (1951) Wild animals and the land. Bull. Minist. Agric. Lond. 150:1-59

LARTIGAU B, APRILE G, MONTEVERDE M, BEADE MS, LARTIGAU JM, VALENZUELA A, FUNES M Y MEZZABOTTA A (2019) *Canis lupus familiaris*. En: SAyDS–SAREM (eds.) Categorización 2019 de los mamíferos de Argentina según su riesgo de extinción. Lista Roja de los mamíferos de Argentina. (URL: http://cma.sarem.org.ar)

LEONARD JA, ECHEGARAY J, RANDI E Y VILÁ C (2014) Impact of hybridization with domestic dogs on the conservation of wild canids. Pp. 170-184 en: Gompper ME (ed), Free-Ranging Dogs and Wildlife Conservation. Oxford University Press, Oxford, UK

LEVINE N (2015) CrimeStat IV: A Spatial Statistics Program for the Analysis of Crime Incident Locations (version 4.02). Ned Levine & Associates, Houston, TX and the National Institute of Justice, Washington, DC

LONG JL (2003) *Introduced mammals of the world: their history, distribution, and influence.* Collingwood, Australia: CSIRO publishing, Victorio

LORD A, WAAS JR, INNES J Y WHITTINGHAM MJ (2001) Effects of human approaches to nests of northern

New Zealand dotterels. *Biological Conservation* 98:233-240

Lucherini M, Guerisoli M de las M y Luengos Vidal EM (2018) Surplus killing by pumas *Puma concolor*: rumours and facts. *Mammal Review* 48:277-283

McCarthy T y Mallon D (2016) Snow Leopards. Academic Press, London.

Mech LD y Boitani L (2003) Wolves: Behavior, Ecology and Conservation. University of Chicago Press, Chicago

Meek PD (1999) The movement, roaming behaviour and home range of free-roaming domestic dogs, *Canis lupus familiaris*, in coastal New South Wales. *Wildlife Research* 26:847-855

Mitchell JR, Moser ME y Kirby JS (1988) Declines in midwinter counts of waders roosting on the Dee estuary. *Bird Study* 35:191-198

Molina JL, Faigenbaum A, Castro JR, Gastrel H y Ruggia R (2006) Estimación de la población de caninos vagabundos en la ciudad de Buenos Aires, octubre-noviembre 2006. Publ. Instit. Zoonosis Luis Pasteur, Minist. Salud, Buenos Aires

Monteverde MJ y Piudo L (2011) Activity patterns of the culpeo fox (*Lycalopex culpaeus magellanica*) in a non-hunting area of northwestern Patagonia, Argentina. *Mammal Study* 36:119-125

Morgenthaler A, Millones A, Frere E, Barrionuevo M, De San Pedro ME y Procopio D (2022) Ataques de perros no supervisados a Pingüinos de Magallanes en un área protegida lindante a una zona urbana. *El Hornero* 37(2)

Navarro JL, Cardón R, Manero A y Clarke R (1999) Estimación de la Abundancia Poblacional de Choique en Vida Silvestre. Technical Paper. Buenos Aires: SAyDS.

Novaro AJ (1997) *Pseudalopex culpaeus*. *Mammalian species* 558:1-8

Novaro AJ, Funes MC y Walker RS (2000) Ecological extinction of native prey of a carnivore assemblage in Argentine Patagonia. *Biological Conservation* 92:25-33

Oksanen T, Oksanen L, y Fretwell SD (1985) Surplus killing in the hunting strategy of small predators. *American Natutalist* 126:328-346

Pastore H y Aprile G (2019) *Hippocamelus bisulcus*. En: SAyDS–SAREM (ed) Categorización 2019 de los mamíferos de Argentina según su riesgo de extinción. Lista Roja de los mamíferos de Argentina. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, Sociedad Argentina para el Estudio de los Mamíferos. (URL: http://cma.sarem.org.ar)

Pedrana J, Bustamante J, Travaini A, Rodriguez A, Zapata S, Zanón Martínez JI y Procopio D (2011) Environmental factors influencing the distribution of the Lesser Rhea (*Rhea pennata pennata*) in southern Patagonia. *Emu* 111:350-359

Plaza O, Speziale KL, Zamora-Nasca LB y Lambertucci SA (2019) Dogs and cats put wildlife at risk. *Journal of Wildlife Management* 83: 767-768

De La Reta M, Muratore M, Perna S, Polop J y Provensal MC (2018) Abundancia de perros en situación de calle y su relación con factores ambientales en Río Cuarto (Córdoba, Argentina) *Revista veterinaria* 29:113-118

Reynolds P, Reynolds H y Shideler R (2002) Predation and multiple kills of Muskoxen by Grizzly Bears. *Ursus* 13:79-84

Ritchie EG, Dickman CR, Letnic M, Vanak AT y Gommper ME (2014) Dogs as predators and trophic regulators. Pp. 55–68 en Free-ranging Dogs and Wildlife Conservation: Gompper ME (ed). Oxford: Oxford University Press

Short J, Kinnear JE y Robley A (2002) Surplus killing by introduced predators in Australia, evidence for ineffective anti-predator adaptations in native prey species? *Biological Conservation* 103:283-301

Seijas S (2018) Impacto de perros en la fauna. Informe APN 62171963.

Sigecco (2022) Sistema de Información Geográficas de Ecología y Conservación, Unidad Académica Caleta Olivia, Universidad Nacional de la Patagonia Austral, Santa Cruz (URL: http://www.uaco.unpa.edu.ar:3838/perros.callejeros/)

Silva-Rodriguez EA, Ortega-Solis GR y Jimenez JE (2010) Conservation and ecological implications of the use of space by chilla foxes and free-ranging dogs in a human-dominated landscape in southern Chile. *Austral Ecology* 35:765-777

Silva-Rodriguez EA y Sieving KE (2011) Influence of care of domestic carnivores on their predation on vertebrates. *Biological Conservation* 25:808-815

Silva-Rodríguez EA y Sieving KE (2012) Domestic dogs shape the landscape-scale distribution of a threatened forest ungulate. *Biological Conservation* 150:103-110

Silverman BW (1986) *Density Estimation for Statistics and Data Analysis*. London: Chapman & Hall/CRC. p.45. ISBN 978-0-412-24620-3

Smith LM, Quinnell RJ, Goold C, Munteanu AM, Hartmann S Y Collins LM (2022) Assessing the impact of free-roaming dog population management through systems modelling. *Scientific Reports* 6:11452

Stuart CT (1986) The Incidence of Surplus Killing by *Panthera pardus* and *Felis caracal* in Cape Province, South-Africa. *Mammalia* 50:556-558

Taborsky M (1988) Kiwis and dog predation: Observations in Waitangi state forest. *Notornis* 35:197-202

Torlaschi C y Cedrola P (2016) Informe Técnico N°: Mortalidad de pingüinos de Magallanes por ataques de perros en la Pingüinera de la Isla Quiroga

-Reserva Provincial Ría Deseado Noviembre 2016. Informe 4/16 APCAP/DPD 21pp

VANAK AT, DICKMAN CR, SILVA-RODRÍGUEZ EA, BUTLER JRA Y RITCHIE EG (2014) Top-dogs and under-dogs: competition between dogs and sympatric carnivores. Pp. 69-93 en: Gompper ME (ed), *Free-Ranging Dogs and Wildlife Conservation*. Oxford University Press, Oxford, UK

VANAK AT Y GOMPPER ME (2009) Dogs *Canis familiaris* as carnivores: their role and function in intraguild competition. *Mammal Review* 39:265-283

VANAK AT Y GOMPPER ME (2010) Interference competition at the landscape level: the effect of free-ranging dogs on a native mesocarnivore. *Journal Applied Ecology* 47: 1225-1232

VANSTREELS RE, PARSONS NJ, MCGEORGE C, HURTADO K, LUDYNIA K, WALLER L, RUTHENBERG M, PURVES A, PICHEGRU L Y PISTORIUS PA (2019) Identification of land predators of African Penguins *Spheniscus demersus* through post-mortem examination. *Ostrich* 90:359-372

WANDELER AI, MATTER HC, KAPPELER A Y BUDDE A (1993) The ecology of dogs and canine rabies: a selective review. Revue Scientifique et Technique. *Office International des Epizootics* 12:51–71

WESTON MA Y STANKOWICH T (2014) Dogs as agents of disturbance. Pp. 94-116 en: Gompper ME (ed), *Free-Ranging Dogs and Wildlife Conservation*. Oxford University Press, Oxford, UK

WIERZBOWSKA IA, HEZDRZAK M, POPCZYK B, OKARMA H Y CROOKS KR (2016) Predation of wildlife by free-ranging domestic dogs in Polish hunting grounds and potential competition with the grey wolf. *Biological Conservation* 201:1-9

WIESEL I (2006) Predatory and Foraging Behaviour of Brown Hyenas (*Parahyaena brunnea* (Thunberg, 1820)) at Cape Fur Seal (*Arctocephalus pusillus pusillus*, (Schreber, 1776)) Colonies. Tesis PhD, Universidad de Hamburg, Germany

YOUNG JK, OLSON KA, READING RP, AMGALANBAATAR S Y BERGER J (2011) Is wildlife going to the dogs? Impacts of feral and free-roaming dogs on wildlife populations. *BioScience* 61:125-132

ZAMORA-NASCA LB, DI VIRGILIO A Y LAMBERTUCCI SA (2021) Online survey suggests that dog attacks on wildlife affect many species and every ecoregion of Argentina. *Biological Conservation* 256:109041

ZAMORA-NASCA LB Y LAMBERTUCCI SA (2022) Domestic dog-wildlife interactions and support for pet regulations in protected areas. *Biological Conservation* 273:109705

ZANÓN MARTÍNEZ JI, TRAVAINI A, ZAPATA SC, PROCOPIO D Y SANTILLÁN MA (2012) The ecological role of native and introduced species in the diet of the puma (*Puma concolor*) in southern Patagonia. *Oryx* 46:106-111

ZAPATA SC, TRAVAINI A, DELIBES M Y MARTÍNEZ-PECK R (2005) Food habits and resource partitioning between grey and culpeo foxes in southeastern Argentine Patagonia. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 40:97-103

ZAPATA-RÍOS G Y BRANCH LC (2016) Altered activity patterns and reduced abundance of native mammals in sites with feral dogs in the high Andes. *Biological Conservation* 193:9-16

Comunicaciones breves

COMPOSICIÓN Y VARIACIÓN ESTACIONAL DE LA COMUNIDAD DE AVES URBANAS EN SAN SALVADOR DE JUJUY, ARGENTINA

Agustina M. Yapura[1*], Román A. Ruggera[1,2], Noelia V. Gonzalez Baffa Trasci[2], Sol A. Caldano[1], Natalia Chocobar[1] y Alejandro A. Schaaf[2]

[1]Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional de Jujuy. Alberdi 47. San Salvador de Jujuy. 4600. Argentina.
[2]Instituto de Ecorregiones Andinas (INECOA), Universidad Nacional de Jujuy – Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), San Salvador de Jujuy, Argentina.
* yapuraagustina@gmail.com

Resumen.- Las ciudades son sistemas heterogéneos y dinámicos que pueden ofrecer nuevos espacios y disponibilidad de recursos que la comunidad de aves podría aprovechar. Por esta razón, es importante estudiar las aves presentes en los sistemas urbanos. En este trabajo, se analiza la composición y variación estacional de la comunidad de aves en la ciudad de San Salvador de Jujuy, noroeste de Argentina. Desde julio de 2021 hasta abril de 2022, se seleccionaron 44 sitios de muestreo en diferentes áreas de la ciudad, abarcando las diferentes estaciones del año. Se registraron 8675 individuos pertenecientes a 36 Familias y 124 especies de aves. Las especies más abundantes a lo largo del muestreo fueron *Columba livia, Passer domesticus, Sicalis flaveola, Pitangus sulphuratus, Furnarius rufus, Molothrus bonariensis* y *Psittacara mitratus*. Se encontraron especies de aves dominantes en ciertas estaciones del año, destacándose algunas de ellas por su estado de conservación. La riqueza y abundancia de aves no presentaron diferencias significativas entre las estaciones climáticas analizadas. Este estudio representa un primer paso para entender los patrones de distribución espacio-temporal de la diversidad de aves en esta ciudad, lo cual permitirá en un futuro realizar estudios el impacto del grado de urbanización sobre la dinámica de la avifauna.

Palabras clave: *Argentina, aves urbanas, ecología urbana, Yungas.*

Abstract.- URBAN BIRD COMMUNITY COMPOSITION AND SEASONAL VARIATION IN SAN SALVADOR DE JUJUY, ARGENTINA. Cities are heterogeneous and dynamic systems that offer new spaces and available resources that the bird community could take advantage of. For this reason, it is important to study the bird communities in urban systems. In this work, the composition and seasonal variation of the bird community is analyzed in the city of San Salvador de Jujuy, northwest of Argentina. From July 2021 to April 2022, 44 sampling sites were selected in different areas of the city, covering the different seasons of the year. Eight thousand six hundred seventy-five individuals were recorded, belonging to 36 families and 124 bird species. The most abundant species throughout the sampling sites were *Columba livia, Passer domesticus, Sicalis flaveola, Pitangus sulphuratus, Furnarius rufus, Molothrus bonariensis* and *Psittacara mitratus.* Dominant bird species were found in certain seasons, some of them are important due to their conservation status. Bird species richness and abundance were similar among the studied seasons. This is a first step towards understanding the spatio-temporal pattern of bird diversity in this city, which will allow future studies of the impact of urbanization on the urban avifauna dynamics.

Keywords: *Argentina, urban birds, urban ecology, Yungas.*

Recibido: 22 de julio de 2022; Aceptado: 26 de diciembre de 2022

Las urbanizaciones son consideradas uno de los procesos más importantes y permanentes de cambio de uso de la tierra (Patterson et al. 2003, Dadashpoor et al. 2019), dado que alteran la estructura física del ambiente natural y sus procesos ecológicos (Bradley y Altizer 2007, Jokimäki et al. 2016, Leveau 2018). En particular, la fauna puede responder de diferentes maneras a estos cambios, ya que los ambientes urbanos pueden ser óptimos para ciertas especies de animales, pero también pueden causar una reducción del hábi-

tat, refugios o alimento esenciales para otras especies más especialistas de ambientes nativos (Patterson et al. 2003, Juri y Chani 2009, Castillo Palacios et al. 2014, Alberti et al. 2020). Esto puede traer como consecuencia la homogeneización de la fauna presente en las ciudades (aumento de especies generalistas y adaptadas a los disturbios), cambios en el comportamiento de las especies, e introducción de especies invasoras hacia los ambientes nativos periurbanos (McKinney 2006, Pauchard et al. 2006).

Las aves responden de diferentes maneras a las urbanizaciones, siendo algunas más sensibles a la estructura de las ciudades, como el caso de las migratorias o las aves que toleran bajos niveles de urbanización (Leveau y Leveau 2004, Juri y Chani 2005, 2009). Por otro lado, existen especies de aves que se pueden beneficiar de la urbanización, debido a un aumento en la disponibilidad de alimento (como es el caso de las granívoras y omnívoras), o de lugares para nidificar en diferentes edificaciones urbanas (Chace y Walsh 2006, Juri y Chani 2009, Almazán–Nuñez y Hinterholzer-Rodríguez 2010).

En las ciudades, se pueden registrar también cambios estacionales en la comunidad de aves presentes, que pueden deberse tanto a desplazamientos migratorios de las especies, como al aprovechamiento ocasional de los diferentes recursos disponibles en ciertas épocas del año (e.g. alimentación, espacios verdes, cuerpos de agua; Marzluff 2001, Chace y Walsh 2006, Brandán Fernández y Antelo 2009, Juri y Chani 2009). Por esta razón, resulta interesante conocer que especies se encuentran presentes en las ciudades y cuáles son los cambios estacionales en sus abundancias (Partecke y Gwinner 2007, McDonnell y Niemelä 2011).

En Argentina, se han llevado a cabo estudios sobre comunidades aves urbanas en diferentes ciudades, principalmente en ecosistemas pampeanos de la provincia de Buenos Aires (e.g. Montalti y Kopij 2001, Leveau y Leveau 2004, Maragliano et al. 2009, Leveau et al. 2020), y en menor medida en ciudades subtropicales del norte del país como, por ejemplo, Tucumán (Lucero et al. 2005, Brandán Fernández y Antelo 2009, Juri y Chani 2009, Navarro y Antelo 2014). En estos estudios, se evaluaron cambios en la composición y abundancia de aves, demostrando que estos parámetros están relacionados con la estructura natural (e.g. espacios verdes) y artificial (e.g. cantidad de edificaciones, pavimentación) de las ciudades.

La ciudad de San Salvador de Jujuy, ubicada en el noroeste de Argentina, se encuentra inserta en las Yungas Australes, una de las ecorregiones de mayor biodiversidad del país (Brown y Kapelle 2001). Esta ciudad, presenta una gran oportunidad para estudiar la comunidad de aves que alberga, debido a que se encuentra en pleno desarrollo urbanístico, en un área de fuerte influencia andina y está atravesada por dos ríos de altura. El objetivo de este trabajo, por lo tanto, fue conocer la composición de aves en la ciudad de San Salvador de Jujuy, analizando cambios en la riqueza, diversidad, abundancia estacional y dominancia.

MÉTODOS

Área de estudio

El trabajo se llevó a cabo en San Salvador de Jujuy, ciudad capital de la provincia de Jujuy, que tiene una superficie total de 19 km^2 y 300 000 habitantes (24° 11′S, 65° 17 ‘O, Fig. 1). Esta ciudad está ubicada en la ecorregión de las Yungas Australes, entre 1200 y 1400 m.s.n.m. Presenta un clima caracterizado por primaveras templadas que dan paso a veranos cálidos y lluviosos (septiembre – marzo), mientras que durante el otoño e invierno las temperaturas disminuyen, siendo estos meses más fríos y secos (marzo – agosto) (Brown y Pacheco 2006).

La ciudad se encuentra atravesada por dos ríos que condicionan su estructura: el Río Grande de Humahuaca y el Río Chico o Xibi-Xibi. La vegetación urbana presenta predominio del estrato arbóreo y herbáceo, con el estrato arbustivo más limitado a los jardines residenciales, parques y plazas. Si bien la vegetación no se distribuye de forma homogénea, el arbolado de calles, plazas y jardines es el componente vegetal más abundante (Albornoz 2019).

Diseño de muestreo y recolección de datos

Los conteos de aves se realizaron a lo largo de las cuatro estaciones climáticas: invierno (julio 2021), primavera (octubre 2021), verano (enero del 2022) y otoño (abril 2022). Para el diseño del muestreo se trazaron dos ejes sobre la ciudad de San Salvador de Jujuy: un eje Sur-Sureste y un eje Noroeste, en los cuales se establecieron transectas separadas por 2 km. En ellas se ubicaron los sitios de muestreos con una distancia de 1 km entre ellos. En total se delimitaron 44 sitios de muestreo que abarcaron gran parte de la heterogeneidad del paisaje urbano. Tomando como centro cada

sitio de muestreo, se realizaron dos puntos de conteo separados por un mínimo de 200 m (Fig. 1). Para cada punto de conteo se definió un radio fijo de 50 m, y se contabilizaron todas las aves vistas y escuchadas, por un tiempo de 10 min (Ralph et al., 1995), desde el amanecer hasta las 10:00 h de la mañana. No se realizaron muestreos en condiciones climáticas de lluvias y vientos fuertes.

Análisis estadísticos

Se determinaron las especies de aves más abundantes (% del total), registradas durante el total del muestreo (anual) y para cada una de las estaciones del año. Para cada estación climática se estimó la media (± D.E.) de la riqueza (especies por sitio), la abundancia (individuos por sitio) y la diversidad (índice de Shannon, H'), agrupando los datos de los dos puntos de conteos realizados en cada estación de muestreo (44 sitios - 88 puntos de conteo en total). La riqueza y abundancia se compararon entre estaciones utilizando la prueba no paramétrica de Friedman (F). Para determinar el grado de similitud de la abundancia de las especies de aves entre las estaciones del año se realizó un análisis de conglomerado usando el índice de Bray-Curtis.

Finalmente, se evaluó la dominancia de cada especie de ave durante el muestreo y para cada estación climática, a partir del análisis propuesto por Pinzón y Spence (2010). Este análisis propone el uso de la presencia y abundancia proporcional de cada especie por sitio; en donde la presencia proporcional (w) es la proporción de sitios donde una especie está presente, y la abundancia proporcional (Ap) es la proporción de individuos registrados de cada especie por sitio. A partir de este análisis se generan gráficos categóricos de especies: dominantes, subdominantes, comunes y poco frecuentes o raras. Este tipo de análisis se realiza para poder representar la dominancia de cada especie considerando los datos de presencia y abundancia en cada sitio de muestreo y de esta manera poder obtener un análisis de datos de cada especie no solo por su abundancia total (Pinzón y Spence 2010).

RESULTADOS

Se registraron 8 675 individuos pertenecientes a 36 Familias y 124 especies de aves, de las cuales 45 estuvieron presentes en las cuatro estaciones, 12 fueron migratorias y 16 acuáticas (Tabla S1, material suplementario). Las especies más abundantes a lo largo de las cuatro estaciones climáticas fueron: Paloma Doméstica (*Columba livia*, 11 %), Gorrión (*Passer domesticus*, 10 %), Jilguero Dorado (*Sicalis flaveola*, 6 %), Benteveo (*Pitangus sulphuratus*, 6 %), Hornero (*Furnarius*

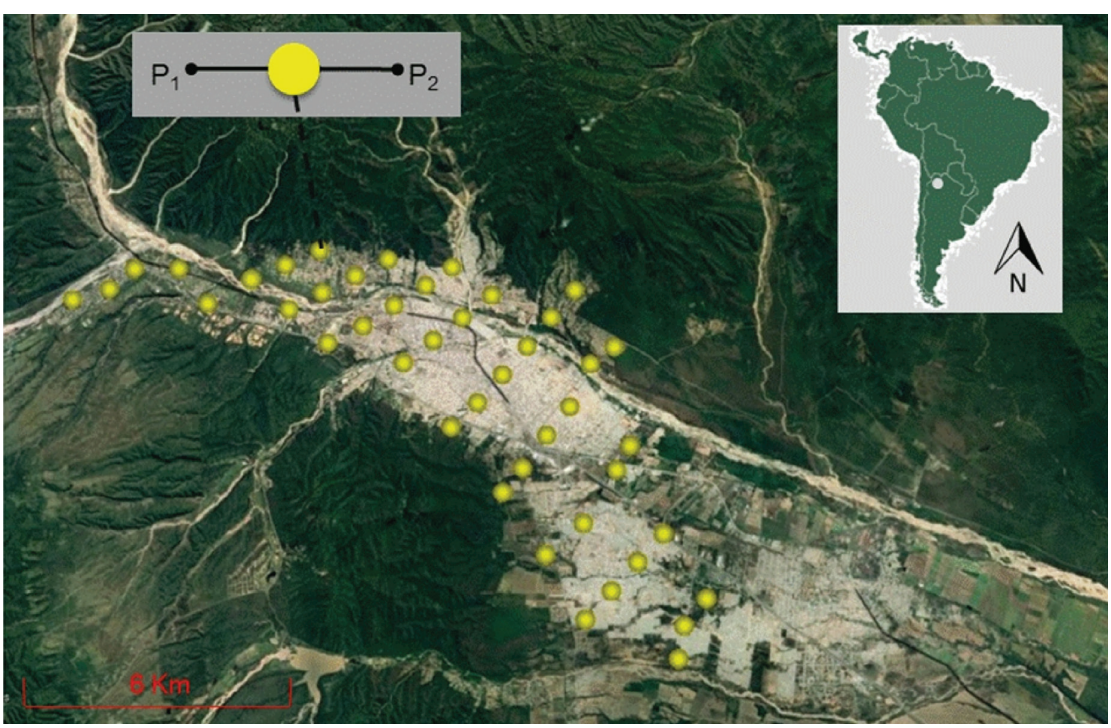


Figura 1. Mapa de la ciudad de San Salvador de Jujuy (24° 11′S, 65° 17 'O), noroeste de Argentina. Se detalla con puntos amarillos cada una de los sitios de muestreo de avifauna y los dos puntos de conteo (P_1 y P_2) realizados en cada sitio, separados por un mínimo de 200 m.

rufus, 5 %) y Tordo Renegrido (*Molothrus bonariensis*, 5 %). En la figura 2a se detalla el total de familias y especies registradas en cada estación climática.

Durante la primavera se registró el mayor número de individuos y de especies, pero no se encontró diferencia significativa en la riqueza (F = 1.10; p = 0.35) y abundancia de aves (F = 0.48; p = 0.69) entre las cuatro estaciones; mientras que la diversidad (H') fue mayor en el mes de invierno (Fig. 2 a). El análisis de conglomerado mostró una similitud más estrecha en la presencia y abundancia de aves entre los meses de verano y otoño (Fig. 2b).

Las especies más abundantes en cada una de las estaciones fueron: en invierno: Paloma Doméstica (12%), Gorrión (11 %), Benteveo (7 %), Jilguero Dorado (5 %) y Celestino (*Thraupis sayaca,* 5 %); en primavera: Calancate Cara Roja (*Psittacara mitratus*, 14 %), Paloma Doméstica (11 %), Gorrión (8 %), Tordo Renegrido (5 %) y Jilguero Dorado (5 %); en verano: Gorrión (12 %), Paloma Doméstica (11 %), Jilguero Dorado (9 %), Tordo Renegrido (7 %) y Hornero (6 %); en otoño: Paloma Doméstica (12 %), Gorrión (10 %), Jilguero Dorado (7 %), Hornero (6 %) y Benteveo (5 %) (ver detalles en Tabla S1).

Por último, el análisis de dominancia detalla que, de las 124 especies registradas en total, 5 resultaron ser dominantes, 16 fueron comunes, ninguna subdominante y el resto fueron raras o poco frecuentes, a lo largo de las estaciones. Cuando se analizaron las estaciones climáticas por separado, encontramos que la Paloma Doméstica y el Gorrión siguieron siendo dominantes en las cuatro estaciones; mientras que otras fueron dominantes en ciertas estaciones y comunes, subdominantes o raras en otras estaciones (Figs. 3 y Fig. S1).

DISCUSIÓN

Actualmente en las diferentes ecorregiones de la provincia de Jujuy se conocen más de 500 especies de aves (Burgos et al. 2009, eBird 2022). En el presente trabajo, encontramos una gran variedad de aves diurnas urbanas (124 especies) en la ciudad de San Salvador de Jujuy, incluyento tanto aves terrestres como acuáticas. El mayor número de especies fue registrado durante la primavera, mientras que el menor fue durante el verano. Esto podría deberse a la llegada de especies migratorias durante la primavera, tales como el Milano Tijereta (*Elanoides forficatus*), Benteveo Rayado (*Myiodynastes maculatus*) y Tijereta (*Tyrannus savanna*), que luego disminuyen durante el verano debido a una menor detectabilidad por comportamientos reproductivos o por desplazamientos hacia zonas periurbanas de bosque para nidificar y alimentarse. Luego, durante el invierno, el número de especies se incrementó nuevamente, posiblemente por la llegada de las especies que están en zonas más altas, donde la temperatura es menor y el alimento es escaso; además la ciudad les ofrece refugio, menor estrés térmico y alimentos en esa época (Echevarria et al. 2011).

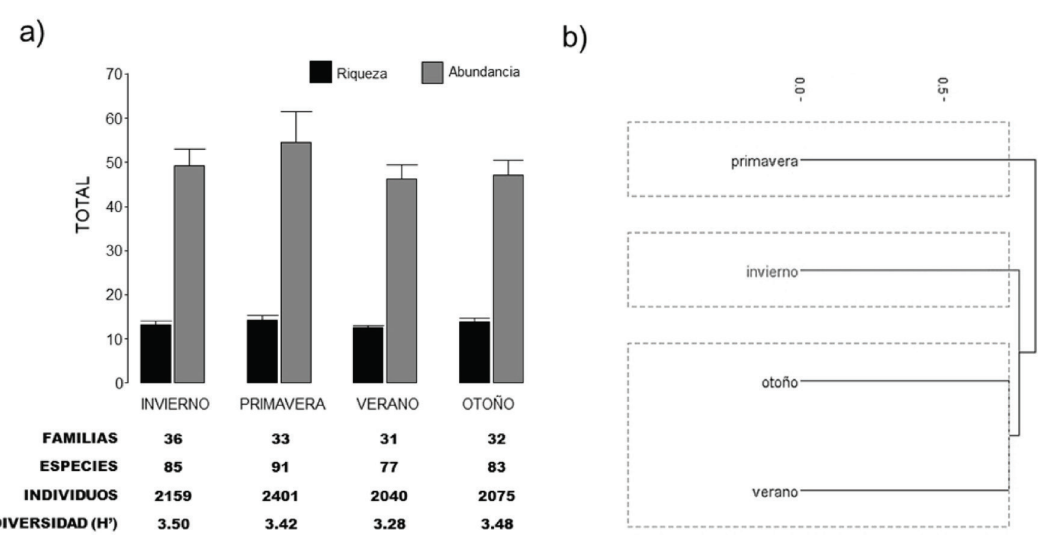


Figura 2. (a) Riqueza y abundancia promedio (+ DE) de las especies de aves presentes en cada una de las estaciones en la ciudad de San Salvador de Jujuy, noroeste de Argentina. Se detallan los datos de las cantidades totales de Familias, especies, total de individuos y el índice de Shannon (H') para cada estación. (b) Análisis de similitud de Bray-Curtis entre estaciones.

No obstante, la diversidad y abundancia no mostraron diferencias significativas entre estaciones, por lo que la configuración heterogénea del paisaje en la ciudad (e.g., áreas verdes, ríos, bosques periurbanos) estaría representando una posibilidad de mantener diferentes poblaciones de aves y con diferentes hábitos ecológicos (Londoño-Betancourth 2013).

Las especies más abundantes y dominantes a lo largo de las estaciones fueron las de hábitos alimenticios generalistas y con una capacidad de adaptación para la nidificación en estructuras urbanas, tales como Paloma Doméstica (*C. livia*), Gorrión (*P. domesticus*), Jilguero dorado (*S. flaveola*), Benteveo (*P. sulfuratus*) y Hornero (*F. rufus*); coincidiendo con lo encontrado en otras ciudades de Argentina como San Miguel de Tucumán y Mar de Plata (Leveau y Leveau 2004; Brandán Fernández y Antelo 2009; Juri y Chani 2009) .De estas especies, dos son exóticas y fueron dominantes en las cuatro estaciones del año (Paloma doméstica y Gorrión). Estas especies muestran una fuerte relación y adaptación a los ambientes urbanizados, tanto en Argentina como en otras regiones del mundo (e.g. Blair 1996, Fernández-Juricic y Jokimäki 2001, Leveau y Leveau 2004, Juri y Chani 2005, Brandán Fernández y Antelo 2009); y son especies de aves consideradas explotadoras de ambientes urbanos, siendo capaces de aprovechar exitosamente los recursos disponibles y aumentar sus densidades poblacionales en áreas urbanas (Meillère et al. 2015, Tryjanowski et al. 2020).

En el análisis de dominancia encontramos que la mayor proporción de especies de aves son poco frecuentes o raras, siendo estas las especies menos registradas y las de menor abundancia por punto de conteo. Mientras que las dominantes son las más registradas y abundantes; las subdominates son registradas con frecuencia; y las comunes son las poco frecuentes pero con alta abundancia (Pinzón y Spence 2010). Por lo tanto, este tipo de análisis por estación resulta interesante, ya que refleja diferentes resultados cuando se analizan todas las estaciones climáticas juntas. Por ejemplo, pueden observarse especies que son comunes a lo largo del año, pero son raras o sub-dominantes en las diferentes estaciones (Fig. 3). Esto puede deberse a los diferentes hábitos de cada especie, solapamientos de nicho o a que algunos sectores de la ciudad les está proporcionando mejores condiciones ambientales y ecológicas en ciertas estaciones del año (Leveau y Leveau 2004; Juri y Chani 2005; Brandán Fernández y Antelo 2009).

Comparando nuestros resultados con una ciudad aledaña como Tucumán, ubicada en norte de Argentina y en la ecorregión de Yungas (Juri y Chani 2005,

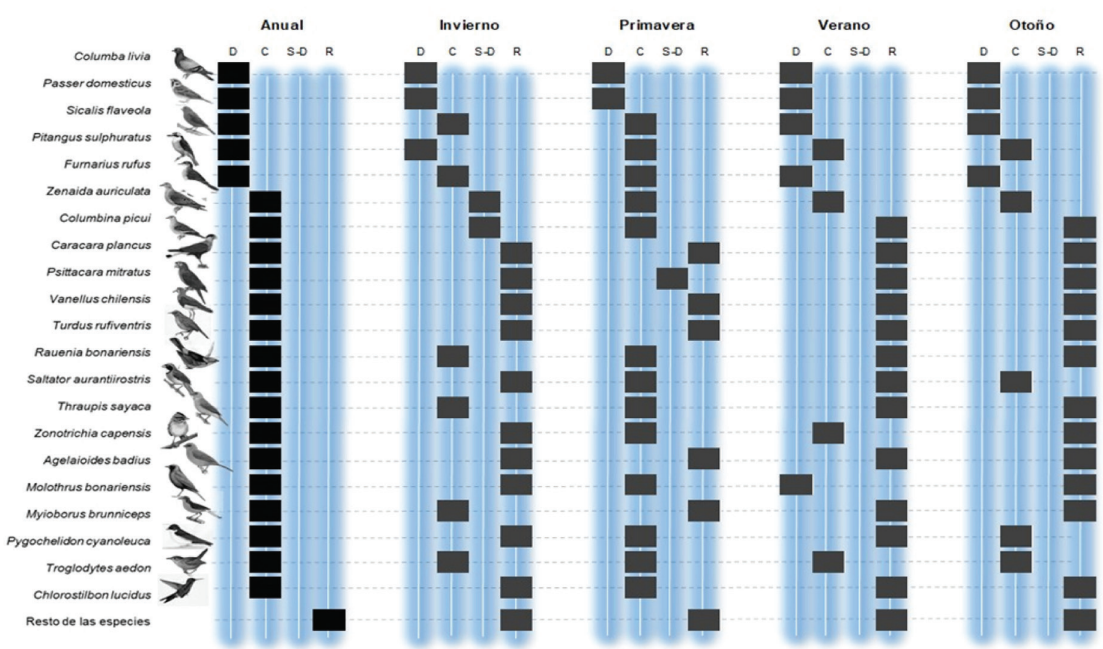


Figura 3. Análisis de dominancia realizado para las diferentes especies de aves registradas en todos los muestreos (anual) y para cada estación del año. D: especies dominantes; C: especies comunes; S-D: subdominantes; R: raras o poco frecuentes. Las especies de aves raras o poco frecuentes se agruparon en "Resto de las especies" (detalles la Figura S1, material complementario).

2009), encontramos que estos autores reportaron un menor número de especies de aves (79 especies). Esto puede estar dado por el tipo de urbanización y configuración del paisaje, ya que la ciudad estudiada aquí es más pequeña, con menor infraestructura edilicia y una gran extensión de bosques nativos aledaños. Además, esta ciudad se encuentra atravesada por ríos, lo que nos estaría dando una mayor proporción de especies acuáticas; como así también por el hecho de la distribución de muchas de las especies reportadas disminuye latitudinalmente.

Destacamos registros de especies protegidas o con algún grado de amenaza, como el Tucán Grande (*Ramphastos toco*), Loro Alisero (*Amazona tucumana*) y Loro Hablador (*Amazona aestiva*). Se ha reportado que especies de aves amenazadas pueden utilizar los ambientes urbanos para establecerse permanentemente o de manera temporal (Londoño-Betancourth 2013). Esto es interesante para la realización de planes de manejo urbano, sobre todo teniendo en cuenta que la ciudad de San Salvador de Jujuy se encuentra en continua expansión, donde se incluyan a estas especies de aves y sus requerimientos de hábitat específicos. Por esta razón, a partir de estos resultados de base, se continuarán los monitoreos en esta ciudad, realizando análisis más detallados sobre la dinámica de la avifauna en conjunto con el grado de urbanización, hábitos alimenticios, funcionales y categorización de amenazas de las especies. Ya que el grado de urbanización (e.g., tipos de edificación, cercanía al bosque nativo, veredas arboladas, presencia de plazas y jardines) podría estar influyendo en la distribución, dinámica poblacional y usos de diferentes sectores de la ciudad (Leveau y Leveau 2004, Juri y Chani 2005, 2009, Dadashpoor et al. 2019).

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos al editor Lucas Leveau y a las/los revisoras/es por sus valiosos aportes al manuscrito. A.M.Y, S.A.C y N.C son estudiantes de grado de la licenciatura en Ciencias Biológicas de la Facultad de Ciencias Agrarias (UNJu). N.V.G.B.T es estudiante doctoral, R.A.R y A.A.S son investigadores del INECOA-CONICET UNJu.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

ALBERTI M, PALKOVACS EP, DES ROCHES S, DE MEESTER L, BRANS KI, GOVAERT L, GRIMM NB, HARRIS NC, HENDRY AP, SCHELL CJ, SZULKIN M, MUNSHI-SOUTH J, URBAN MC Y VERRELLI BC (2020) The complexity of urban eco-evolutionary dynamics. *BioScience* 70: 772-793

ALBORNOZ L (2019) Tipificación del crecimiento urbano en las áreas de influencia de los principales ríos del aglomerado Gran San Salvador de Jujuy. En *XIII Jornadas de Sociología*. Facultad de Ciencias Sociales, Universidad de Buenos Aires

ALMAZÁN-NÚÑEZ RC Y HINTERHOLZER-RODRÍGUEZ A (2010) Dinámica temporal de la avifauna en un parque urbano de la ciudad de Puebla, México. *Huitzil* 11: 26-32

BLAIR RB (1996) Land use and avian species diversity along an urban gradient. *Ecological applications* 6: 506-519

BRADLEY CA Y ALTIZER S (2007) Urbanization and the ecology of wildlife diseases. *Trends in ecology & evolution* 22: 95-102

BRANDÁN FERNÁNDEZ ZJ Y ANTELO CM (2009) Composición y variaciones estacionales de la avifauna en un ambiente antropizado (San Pablo, Tucumán, Argentina).*Acta zoológica Lilloana* 53: 98-107

BROWN AD Y KAPPELLE M (2001) Introducción a los bosques nublados del neotrópico: una síntesis regional. *Bosques nublados del neotrópico* 25-40

BROWN AD Y PACHECO S (2006) Propuesta de actualización del mapa ecorregional de la Argentina. Pp: 28.-31 en: BROWN A, MARTINEZ ORTIZ U, ACERBI M Y CORCUERA J (eds) *La situación ambiental Argentina* 2005. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires, 2006

BURGOS FG, BALDO JL Y CORNELL FL (2009) Lista de las aves de la provincia de Jujuy, Argentina. Secretaría de Turismo y Cultura de Jujuy, San Salvador de Jujuy.

CASTILLO PALACIOS L, CASTAÑEDA CÓRDOVA L Y QUINTEROS CARLOS Z (2014) Aves del campus de la Universidad Nacional Agraria La Molina (Lima-Perú)-Una revisión de su abundancia, distribución y diversidad desde 1992 al 2010. *Ecología Aplicada* 13: 117-128

CHACE JF Y WALSH JJ (2006) Urban effects on native avifauna: a review. *Landscape and urban planning* 74: 46-69

DADASHPOOR H, AZIZI P Y MOGHADASI M (2019) Land use change, urbanization, and change in landscape pattern in a metropolitan area. *Science of the Total Environment* 655: 707-719

EBIRD (2022) eBird: An online database of bird distribution and abundance (web application). eBird,

Cornell Lab of Ornithology, Ithaca (URL: http://www.ebird.org/)

Echevarria AL, Lobo Allende IR, Juri MD, Chani JM, Torres Dowdall JR y Martín E (2011) Composición, estructura y variación estacional de la comunidad de aves del Jardín Botánico de la Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina. *Acta Zoológica Lilloana* 55: 123–136

Fernandez-Juricic E y Jokimäki J (2001) A habitat island approach to conserving birds in urban landscapes: case studies from southern and northern Europe. Biodiversity & Conservation 10: 2023-2043 Jokimäki J, Suhonen J, Jokimäki-Kaisanlahti ML y Carbó-Ramírez P (2016) Effects of urbanization on breeding birds in European towns: Impacts of species traits. *Urban Ecosystems* 19: 1565-1577

Juri MD y Chani JM (2005) Variación en la composición de comunidades de aves a lo largo de un gradiente urbano (Tucumán, Argentina). *Acta zoológica Lilloana* 49: 49-57

Juri MD y Chani JM (2009) Variación estacional en la composición de las comunidades de aves en un gradiente urbano. *Ecología austral* 19: 175-184

Leveau LM (2018) Urbanization, environmental stabilization and temporal persistence of bird species: a view from Latin America. PeerJ 6: e6056

Leveau LM, Isla FI y Bellocq MI (2020) From town to town: Predicting the taxonomic, functional and phylogenetic diversity of birds using NDVI. *Ecological Indicators* 119: 106703

Leveau LM y Leveau CM (2004) Comunidades de aves en un gradiente urbano de la ciudad de Mar del Plata, Argentina. *El hornero* 19: 13-21

Londoño-Betancourth JC (2013) Discusiones sobre la presencia de aves rapaces, aves migratorias y aves bajo algún grado de amenaza en la ciudad de Pereira, Risaralda. *Luna Azul* (36): 134-164

Lucero MM, Brandán Fernandez ZJ y Chani JM (2005) Composición y variación anual de la avifauna de los tres grandes parques urbanos de San Miguel de Tucumán (Tucumán, Argentina). *Acta Zoológica Lilloana* 49: 43-48

Maragliano RE, Marti LJ, Ibañez LM y Montalti D (2009) Comunidades de aves urbanas de Lavallol, Buenos Aires, Argentina. *Acta Zoológica Lilloana* 53: 108-114

Marzluff JM (2001) Worldwide urbanization and its effects on birds. Pp: 19-47 en: Marzluff JM, Bowman R y Donnelly R (eds) A*vian ecology and conservation in an urbanizing world*. Springer, Boston, MA

McDonnell MJ y Niemelä J (2011) The history of urban ecology. *Urban ecology* 9: 34-49

McKinney ML (2006) Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological conservation* 127: 247-260

Meillère A, Brischoux F, Parenteau C y Angelier F (2015) Influence of urbanization on body size, condition, and physiology in an urban exploiter: a multi-component approach. *PloS One* 10: e0135685

Montalti D y Kopij G (2001) Bird community of inner La Plata city, Argentina. *Acta Ornithologica* 36: 161-164

Navarro CI y Antelo CM (2014) Comunidades de aves presentes en un área residencial suburbana y en un área exurbana en el Departamento Tafí Viejo (Tucumán, Argentina). *Acta Zoológica Lilloana* 58: 133-146

Partecke J y Gwinner E (2007) Increased sedentariness in European blackbirds following urbanization: a consequence of local adaptation? *Ecology* 88: 882-890

Patterson ME, Montag JM y Williams DR (2003) The urbanization of wildlife management: Social science, conflict, and decision making. *Urban Forestry & Urban Greening* 1: 171-183

Pauchard A, Aguayo M, Peña E y Urrutia R (2006) Multiple effects of urbanization on the biodiversity of developing countries: the case of a fast-growing metropolitan area (Concepción, Chile). *Biological conservation* 127: 272-281

Pinzón J y Spence JR (2010) Bark-dwelling spider assemblages (Araneae) in the boreal forest: dominance, diversity, composition and life-histories. *Journal of Insect Conservation* 14: 439-458

Ralph CJ, Droege S y Sauer JR (1995) Managing and monitoring birds using point counts: standards and applications. Pp 161-168 en Ralph CJ, Sauer JR, Droege S (eds) *Monitoring bird populations by point counts.* U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Research Station. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-149. Albany, CA

Tryjanowski P, Morelli F y Møller AP (2020) Urban birds: Urban avoiders, urban adapters, and urban exploiters. Pp 399-411 en: Douglas I, Anderson PML, Goode D, Houck MC, Maddox D, Nagendra H y Yok Tan P (eds) *The Routledge Handbook of Urban Ecology.* Routledge, London.

Comunicaciones breves

EFECTO DE LA INFRAESTRUCTURA Y USUARIOS DE PARQUES URBANOS EN LAS POBLACIONES DE LA PALOMA *COLUMBA LIVIA* (COLUMBIFORMES: COLUMBIDAE) EN COSTA RICA (2014-2020)

Carolina Seas[1*], Sergio Gabriel Quesada-Acuña[1] y Zaidett Barrientos[1]

[1]Universidad Estatal a Distancia, Vicerrectoría de Investigación, Laboratorio de Ecología Urbana.
Apartado postal 2050 San José, Costa Rica.
*cseas@uned.ac.cr

Resumen-. La paloma doméstica (*Columba livia*) es una especie común en los parques urbanos de la Gran Área Metropolitana (GAM) de Costa Rica, donde se conoce muy poco sobre sus poblaciones. El objetivo de esta investigación fue estimar las poblaciones de palomas en el año 2020, compararlas con estimaciones propias del 2014 y evaluar los posibles efectos de la infraestructura y utilización antrópica sobre las poblaciones de palomas. Visitamos siete parques urbanos en los periodos 2014-2015 y 2019-2020, realizando conteos con el método de fotografías panorámicas. Analizamos una variable de infraestructura (cobertura vegetal) y tres variables de utilización antrópica (tránsito y permanencia de personas, eventos de alimentación y presencia de vendedores). En el periodo hubo un aumento significativo en la población de palomas del Parque Central de Alajuela, una disminución en la Plaza de la Cultura en San José y no hubo cambios en los otros cinco parques. Encontramos correlaciones positivas de la población de palomas con los eventos de alimentación y la presencia de vendedores de alimento. Los cambios en el tamaño poblacional de *C. livia* refleja la disponibilidad de alimento provisto por los humanos para las palomas de forma directa o indirecta.

Palabras clave: *alimentación artificial, aves urbanas, contaminación, especies urbanas, plagas*

Abstract.- The Rock pigeon (*Columba livia*) is a common species in urban parks of the Greater Metropolitan Area of Costa Rica, where control campaigns have failed and little is known about the bird's populations. Our goals were to compare population size in 2020 with our own estimates from 2014, and to evaluate several hypotheses about possible effects of infrastructure and anthropic use on the pigeons. We visited seven urban parks in 2014-2015 and 2019-2020, counting birds with the Panoramic Photographs Method. We analyzed an infrastructure variable (vegetation cover) and three anthropic variables (visitors, feeding and pigeon feed vendors). Over time, there was a pigeon population increase in Alajuela Central Park, a decrease in Plaza de la Cultura, and no change in the other five parks. We found positive correlations between the pigeon population, feeding events and presence of feed vendors. Changes in the population size of C. livia reflect the availability of food directly and indirectly provided by humans.

Keywords: *artificial feeding, pests, pollution, urban birds, urban species*

Recibido: 30 de junio de 2022; Aceptado: 17 de noviembre 2022

La Paloma de Castilla o Paloma Doméstica (*Columba livia*, Columbiformes: Columbidae) es una de las especies mejor adaptadas a los hábitats urbanos y se encuentra en casi todas las ciudades del mundo (Tang et al. 2018, Baldaccini 2020). Sus poblaciones acostumbran concentrarse alrededor de plazas, edificios y parques, donde consiguen espacios disponibles para anidación. Además, allí hay poca cantidad de depredadores naturales y abundancia de alimento que no requiere de mayores desplazamientos, siendo todas estas condiciones las que les permiten reproducirse durante todo el año (Przybylska et al. 2012, Stock y Haag-Wackernagel 2016, Baldaccini 2020, Soh et al. 2021). Se considera que la alimentación es uno de los factores principales que determinan la permanencia y abundancia de *C. livia* en ciudades, pues han modificado su dieta original basada en granos y semillas para adaptarse a ambientes urbanos donde tienen una fuerte dependencia por la comida antropogénica, aprovechando fuentes alimenticias

intencionales o incluso desechos (Stock y Haag-Wackernagel 2016, Spennemann y Watson 2017, Coogan et al. 2018, Tang et al. 2018, Soh et al. 2021).

El estudio de las poblaciones de *C. livia* es una práctica necesaria debido a que sus hábitos y excretas causan daños graves a las infraestructuras y pueden afectar la salud humana, de manera que en muchas ciudades del mundo se requiere controlar sus poblaciones de forma constante (Stock y Haag-Wackernagel 2016, Spennemann y Watson 2017, Capoccia et al. 2018, Batool et al. 2020). Sin embargo, los estudios latinoamericanos específicos sobre poblaciones urbanas de *C. livia* son escasos y están concentrados en países como Brasil, Argentina y Colombia (Méndez-Mancera et al. 2013, Villalba-Sánchez et al. 2015, Ferreira et al. 2016, De la Ossa et al. 2017, Fernández-Maldonado et al. 2017, Barrientos y Seas 2018).

En Costa Rica, el crecimiento urbano y las costumbres sociales han favorecido el establecimiento de grandes poblaciones de *C. livia* en los parques urbanos de la Gran Área Metropolitana (GAM), donde se han detectado daños a los edificios circundantes, afectación en la seguridad sanitaria y presencia de bacterias patógenas como *Chlamydia psittaci* en excretas y palomas de parques urbanos (Dolz et al. 2013). Precisamente, la amenaza o riesgo sanitario asociado a las palomas ha justificado a nivel mundial el desarrollo de estudios poblacionales y la implementación de campañas de control poblacional (Ferman et al. 2010, Senar et al. 2017, Capoccia et al. 2018). Sin embargo, en Costa Rica no ha sido posible el establecimiento permanente de este tipo de esfuerzos y se conoce muy poco sobre las poblaciones existentes (Ramírez-Alán et al. 2017, Barrientos y Seas 2018). Conocer las poblaciones existentes es necesario como línea base para definir si los esfuerzos aislados o las inversiones municipales en modificación de infraestructura han sido realmente efectivas para controlarlas (Giunchi et al. 2012, Capoccia et al. 2018). Por otro lado, en Costa Rica se han realizado varios esfuerzos de investigación para evaluar o describir la percepción de los usuarios sobre las poblaciones de palomas domésticas, las razones que los motivan a alimentarlas o las acciones de manejo que podrían ser toleradas (Ramírez et al. 2008, Ramírez-Alán et al. 2017, Cabalceta y Barrientos 2019).

Considerando la necesidad de generar información actualizada sobre el estado poblacional de *C. livia* en parques urbanos de la GAM de Costa Rica, desarrollamos previamente una metodología confiable para realizar conteos de palomas de manera eficiente (Barrientos y Seas 2018). Además, diseñamos esta investigación con el objetivo de estimar las poblaciones de palomas al 2020, compararlas con estimaciones propias del 2014 y relacionar los posibles cambios poblacionales con variables de infraestructura y utilización antrópica.

MÉTODOS

Especie de estudio

La paloma doméstica puede medir hasta 30cm y pesar hasta 300g. Presenta plumaje muy variable entre individuos y no posee dimorfismo sexual (Batool et al. 2020). Es originaria de acantilados rocosos de Eurasia y actualmente se encuentra en casi todo el mundo como especie introducida en zonas urbanas y suburbanas (Spennemann y Watson 2017). En Costa Rica es común y abundante en la Gran Área Metropolitana y es capaz de reproducirse durante todo el año (Ramírez-Alán et al. 2017, Coogan et al. 2018).

Área de estudio

La GAM de Costa Rica incluye territorios de las cuatro provincias de la meseta central del país: San José, Alajuela, Cartago y Heredia; donde se concentran las actividades socioeconómicas, políticas, residenciales, comerciales y gubernamentales (CNPU 2013). La altitud media es 1100 msnm, el clima presenta dos estaciones con breves periodos de transición entre ellas: estación seca (de diciembre a abril) y estación lluviosa (de mayo a noviembre), la precipitación promedio anual es 2400 mm y la temperatura promedio anual es 20° C (Rodríguez-Yáñez et al. 2021). Desarrollamos el estudio en siete parques urbanos de la GAM distribuidos en las provincias San José, Alajuela y Cartago. No trabajamos en la provincia de Heredia porque durante el periodo de este estudio la municipalidad intervino la población de palomas de sus parques (Fig. 1). Todos los parques estudiados presentan topografía plana y miden menos de 1000 m^2.

Conteos de palomas (Columba livia)

En el periodo 2014-2015 visitamos cada parque diez veces entre las 10:00 y 14:00 h, realizando cinco conteos en cada visita, en días entre semana y fin de semana (Senar y Sol 1991). Repetimos lo anterior en el periodo 2019-2020, pero debido a restricciones relacionadas a la pandemia por COVID-19 solamente pu-

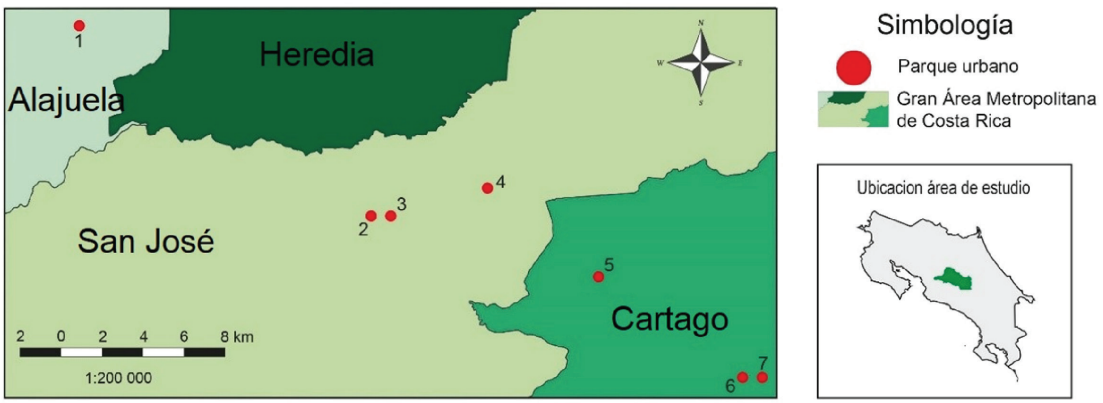


Figura 1. Parques urbanos de la Gran Área Metropolitana de Costa Rica seleccionados para la estimación poblacional de palomas (*Columba livia*). Se incluyen: 1) Parque Central de Alajuela (10.01649° N -84.21384° W), 2) Parque Braulio Carrillo de San José (9.93345° N -84.08464° W), 3) Plaza de la Cultura de San José (9.93356° N –84.07698° W), 4) Parque Sabanilla de San José (9.94567° N –84.03406° W), 5) Parque Tres Ríos de Cartago (9.90779° N –83.98548° W), 6) Parque Las Ruinas de Cartago (9.86435° N –83.92065° W) y 7) Parque La Basílica de Cartago (9.86421° N – 83.91380° W).

dimos realizar cinco visitas. Los conteos de palomas los realizamos utilizando el método de fotografías panorámicas, descrito por Barrientos y Seas (2018). Este método consiste en que el observador toma fotografías panorámicas de pie desde el centro del parque, mientras realiza un giro de 360°; la cámara se sostiene a 1,5 m del suelo. Posteriormente se fusionan utilizando un software para la edición de imágenes, en nuestro caso Photoshop CS6 y posteriormente contamos las palomas con Image J (https://imagej.nih.gov/ij/index.html). Además, según Barrientos y Seas (2018) dichos conteos en las fotografías panorámicas requieren de un factor de corrección de 1,04 para poder estimar correctamente la población total.

Variables de infraestructura y utilización antrópica

Consideramos una variable de infraestructura (cobertura vegetal) y tres de utilización antrópica (tránsito y permanencia de personas, eventos de alimentación y vendedores) de la siguiente forma: 1) Cobertura vegetal como porcentaje del área total, estimado mediante análisis de fotografías digitales áreas. Se comportó como un descriptivo de valor constante durante los muestreos y en los parques estudiados equivale al inverso de la cobertura gris. 2) Sumatoria entre tránsito y permanencia de personas por minuto, que calculamos promediando cinco diferentes conteos manuales separados por periodos de diez minutos. Las personas que permanecían en el parque fueron contadas haciendo recorridos por todo el perímetro. Las personas que transitaban por el parque fueron contadas desde un punto fijo al centro del parque. 3) Eventos de alimentación intencional, es decir, personas que por voluntad alimentaban a las palomas con maíz, pan u otros; cada vez que la persona lanzaba o daba comida correspondió a un evento nuevo. 4) Vendedores, consideramos la presencia o ausencia de vendedores informales de alimento para palomas (maíz, maní, mezcla de semillas, entre otros) en los alrededores del parque durante cada visita.

Análisis de datos

Estimamos las poblaciones de palomas para cada parque en el periodo 2019-2020 y las comparamos entre sí mediante un análisis de Kruskal Wallis. Luego, comparamos dichas estimaciones con nuestras estimaciones en el periodo 2014-2015 para los mismos parques, utilizando un test Mann-Whitney-Wilcoxon. Con el propósito de analizar si los conteos de palomas estaban relacionados con las variables de infraestructura (cobertura vegetal) y utilización antrópica (tránsito y permanencia de personas, eventos de alimentación y vendedores) realizamos análisis de correlación Spearman. Por último, realizamos una prueba de Kruskal-Wallis para relacionar la presencia de vendedores de alimentos para palomas con la población de palomas. Utilizamos los programas: R con la interfaz RStudio (R Development Core Team 2022), XLStatistics (Carr 2017) y VassarStats (Lowry 2022).

RESULTADOS

Para el periodo 2019-2020, la mayor población de palomas la encontramos en el Parque Central de Alajuela (media ± SD: $\bar{x}$= 400 ± 76 palomas), seguido por Las Ruinas de Cartago ($\bar{x}$= 181 ± 79 palomas), la Plaza de la Cultura de San José ($\bar{x}$= 91 ± 29 palomas) y los demás parques (Kruskal Wallis H= 31.45; GL= 6; p< 0.001; Tabla 1).

Tabla 1. Parques urbanos de la Gran Área Metropolitana de Costa Rica seleccionados para la estimación poblacional de palomas (*Columba livia*). Se incluye el porcentaje de cobertura vegetal, la estimación poblacional para el periodo 2014-2015 (* indica: tomado de Barrientos y Seas 2018) y la estimación poblacional para el periodo 2019-2020 incluyendo promedio y desviación estándar. Letras diferentes indican diferencia estadística significativa.

Provincia	Parque	Cobertura vegetal (%)	Estimación poblacional 2014-2015*	Estimación poblacional 2019-2020
San José	Cultura	6.55	427 ± 31[a]	91 ± 29[b]
	Braulio Carrillo	33.61	44 ± 11	49 ± 23
	Sabanilla	57.43	14 ± 2	8 ± 8
Alajuela	Central	57.59	201 ± 42[c]	400 ± 76[d]
Cartago	Ruinas	28.31	143 ± 36	181 ± 79
	Tres Ríos	25.42	31 ± 13	22 ± 9
	Basílica	2.13	32 ± 18	39 ± 9

Al comparar las poblaciones de palomas entre ambos periodos (2014-2015 y 2019-2020) encontramos un aumento en el Parque Central de Alajuela (Mann-Whitney-Wilcoxon U= 0; Z= 3.06; p= 0.0027), una disminución en la Plaza de la Cultura de San José (U= 0; Z= -3.06; p= 0.0027) y cambios no significativos en los demás parques (Tabla 1).

No encontramos una correlación significativa entre población de palomas y cobertura vegetal (Spearman r= -0,04; t= -0.40; GL= 103; p= 0.71) ni con el tránsito y permanencia de personas (r= 0.11; t= 1.21; GL= 103; p= 0.22). Encontramos una correlación significativa entre la población de palomas y los eventos de alimentación (r= 0.24; t= 2.55; GL= 103; p= 0.01). Además, hubo más palomas donde había vendedores de alimentos para aves (Kruskal Wallis H= 64.72; GL= 104; p< 0.001).

DISCUSIÓN

Durante nuestro estudio comprobamos que las poblaciones de palomas en los parques urbanos estudiados pueden variar considerablemente en un lapso de cinco años por factores que requieren mayor investigación, pero también puede permanecer constantes (Skorka et al. 2016, Tang et al. 2018). Los factores que favorecen el aumento o la disminución de las poblaciones de *C. livia* parecen estar relacionados a la alimentación antrópica que reciben de forma intencionada o indirecta provocada por el mal manejo de los residuos sólidos (Coogan et al. 2018, Batool et al. 2020, Soh et al. 2021).

En Costa Rica, los parques urbanos son el centro sociocultural de cada ciudad y con frecuencia conservan las mismas formas y dimensiones desde la época colonial (1560-1820), con remodelaciones modernas en la infraestructura interna y periférica (Araya-Díaz y Rojas-Rodríguez 2013). Por esa razón, no es de extrañar que sus áreas sean similares, que sus diseños tiendan a favorecer la permanencia de personas y que alrededor se ubiquen calles y avenidas con gran tránsito vehicular y peatonal (Araya-Díaz y Rojas-Rodríguez 2013, Fallas-Solano 2018). Los parques urbanos son espacios diseñados pensando principalmente en las necesidades humanas, de manera que sus coberturas vegetales varían en un amplio rango (Fallas-Solano 2018). Al respecto se ha descrito que las coberturas vegetales densas están asociadas a cantidades bajas de palomas (Tang et al. 2018), pero nuestros resultados no sugieren ningún efecto porque los dos parques de mayor cobertura vegetal (Central de Alajuela y Sabanilla) corresponden al de mayor y menor densidad poblacional, respectivamente.

Por otro lado, al analizar el cambio en las poblaciones de palomas en un periodo de aproximadamente cinco años, observamos que las cantidades variaron poco en la mayoría de los parques con excepción del parque Central de Alajuela, donde la población aumentó considerablemente. Esto podría estar relacionado

a la gran cantidad de eventos de alimentación intencional que registramos en este parque y la presencia constante de vendedores de alimento (Coogan et al. 2018, Batool et al. 2020, Soh et al. 2021). Por el contrario, en la Plaza de la Cultura el tamaño de la población se redujo drásticamente lo cual puede relacionarse con una amplia remodelación realizada en el año 2016 que incluyó prohibir el acceso a los vendedores de maíz para palomas, ocasionando tal vez un evento de dispersión de palomas y su posible establecimiento en otros parques cercanos (Baldaccini, 2020, Soh et al. 2021). Estos resultados coinciden con lo observado en otras ciudades del mundo donde se ha demostrado que al reducir la alimentación intencional se reduce la población de palomas y viceversa (Tang et al. 2018, Batool et al. 2020, Soh et al. 2021).

Precisamente, las relaciones encontradas apoyan la idea de que las palomas poseen tal grado de sinantropía que la principal variable relacionada a su número poblacional es la alimentación que reciben (Tang et al. 2018, Baldaccini, 2020, Batool et al. 2020, Soh et al. 2021). También se ha descrito que la altura de la infraestructura alrededor del parque influye en la cantidad de palomas (Tang et al. 2018), pero nosotros no analizamos este aspecto.

El estudio de las poblaciones de *C. livia* en Costa Rica tiene consecuencias socioeconómicas y sanitarias, también es ecológicamente importante por el efecto que pueden tener sobre poblaciones de especies nativas como *Zonotrichia capensis, Columbina passerina* o *Turdus grayi* (Skorka et al. 2016, Capoccia et al. 2018). Además, el monitoreo constante realizado por profesionales o por funcionarios municipales capacitados brinda un acercamiento al público que podría derivar en un aumento en la educación ambiental de los habitantes, de manera que sean parte de la solución al reducir la alimentación intencional de palomas y evitar la alimentación involuntaria generada por el mal manejo de los desechos sólidos (Tang et al. 2018, Batool et al. 2020, Soh et al. 2021).

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a Maribel Zuñiga, Rodrigo Salazar, Bernardo Rodriguez, Marcela Eduarte, Tomás Alfaro y Cristhian Ureña por su asistencia en el campo. A Carlos Campos por su apoyo en sistemas de información geográfica y a Julian Monge por su revisión al manuscrito. Este proyecto (PROY-2019-35) fue financiado por la Universidad Estatal a Distancia (UNED) de Costa Rica y el proyecto FEES-CONARE "Monitoreo de patógenos y de plomo en zonas urbanas costarricenses utilizando palomas (*Columbia livia*) y líquenes como bioindicadores".

BIBLIOGRAFÍA CITADA

Araya Díaz DF y Rojas Rodríguez MF (2013) Plazas, parques y avenidas de San José, Costa Rica. Segunda mitad del siglo XIX e inicios del siglo XX. *Revista Arquis* 2:1-18

Baldaccini NE (2020) The synanthropic status of wild rock doves (*Columba livia*) and their contribution to feral pigeon populations. *Rivista Italiana di Ornitologia - Research in Ornithology* 90:51-56

Barrientos Z y Seas C (2018) An improved method to estimate pigeon populations in urban areas. *Cuadernos de Investigación, UNED Research Journal* 10:41-47

Batool F, Khan HA y Saif-ur-Rehman M (2020) Feeding ecology of blue rock pigeon (*Columba livia*) in the three districts of Punjab, Pakistan. *Brazilian Journal of Biology* 80:881-890

Cabalceta A y Barrientos Z (2019) Tradición: una nueva razón para alimentar las palomas urbanas (*Columba livia;* Columbiformes: Columbidae) y cómo controlarlas de manera sostenible. *Cuadernos de Investigación, UNED Research Journal* 11:361-368

Capoccia S, Boyle C y Darnell T (2018) Loved or loathed, feral pigeons as subjects in ecological and social research. *Journal of Urban Ecology* 4:1-6

Carr R (2017) *XLStatistics: Excel workbooks for statistical analysis*. Versión 17-02-16. (URL: https://www.deakin.edu.au/individuals-sites/?request=~rodneyc/XLStatistics.r)

Consejo Nacional de Planificación Urbana (CNPU) (2013) *PlanGAM 2013*. San José, Costa Rica: Ministerio de Vivienda y Asentamientos Humanos (MIVAH)

Coogan SCP, Raubenheimer D, Zantis SP y Machovsky-Capuska GE (2018) Multidimensional nutritional ecology and urban birds. *Ecosphere* 9:e02177

De la Ossa J, De la Ossa-Lacayo A y Monroy-Pineda M (2017) Abundancia de paloma doméstica (*Columba livia domestica* Gmelin, 1789) en Santiago de Tolú, Sucre, Colombia. *Revista MVZ Córdoba* 22(1):5718-5727

Dolz G, Solórzano-Morales A, Angelova L, Tien C, Fonseca L y Bonilla MC (2013) *Chlamydia psittaci* genotype B in a pigeon (*Columba livia*) inhabiting a public place in San José, Costa Rica. *Open Veterinary Journal* 3:135-139

FALLAS-SOLANO A (2018) Tamaño y vegetación de parques urbanos en el cantón central de San José, Costa Rica. *Cuadernos de Investigación, UNED Research Journal* 10:13-20

FERMAN LM, PETER HU Y MONTALTI D (2010) A study of feral pigeon *Columba livia* var. in urban and suburban areas in the city of Jena, Germany. *Arxius Miscellanea Zoologica* 8:1-8

FERNÁNDEZ-MALDONADO VN, GORLA DE Y BORGHI CE (2017) Características del paisaje que influyen en la selección de sitios de nidificación de *Columba livia* y *Patagioenas maculosa* en una ciudad de desierto en América del Sur. *El Hornero* 32:257-268

FERREIRA VL, DIAS RA Y RASO TF (2016) Screening of Feral Pigeons (*Columba livia*) for pathogens of veterinary and medical importance. *Brazilian Journal of Poultry Science* 18:701-704

GIUNCHI D, ALBORES-BARAJAS YV, BALDACCINI NE, VANNI L Y SOLDATINI C (2012) Feral pigeons: problems, dynamics and control methods. En: Larramendy LM y Soloneski S (Eds.) *Integrated pest management and pest control: current and future tactics*, 215-240. Rijeka, Croacia: InTechOpen

LOWRY R (2022) VassarStats: Website for statistical computation. (URL: http://vassarstats.net/)

MÉNDEZ-MANCERA VM, VILLAMIL-JIMÉNEZ LC, BUITRAGO-MEDINA DA Y SOLER-TOVAR D (2013) La paloma (*Columba livia*) en la transmisión de enfermedades de importancia en salud pública. *Revista Ciencia Animal* 1:177-194

PRZYBYLSKA K, HAIDT A, MYCZKO L, EKNER-GRZYB A, ROSIN ZM, KWIECINSKI Z, TRYJANOWSKI P, SUCHODOLSKA J, TAKACS V, JANKOWIAK L, TOBOLKA M, WASIELEWSKI O, GRACLIK A, KRAWCZYK AJ, KASPRZAK A, SZWAJKOWSKI P, WYLEGALA P, MALECHA AW, MIZERA T Y SKORKA P (2012) Local and landscape-level factors affecting the density and distribution of the Feral Pigeon *Columba livia* var. domestica in an urban environment. *Acta Ornithologica* 47:37-45

R DEVELOPMENT CORE TEAM (2022) The R project for statistical computing. (URL: https://www.r-project.org/about.html)

RAMÍREZ O, AMADOR M, CAMACHO L, CARRANZA IJ, CHAVES E, MOYA A, VEGA M, VERDESIA J Y QUIROS W (2008) Conocimiento popular de la paloma de Castilla (*Columba livia*) en el Parque Central de Alajuela. *Zeledonia* 12:14-19

RAMÍREZ-ALÁN O, DE LA O-CASTRO J, BOLAÑOS-PICADO D Y MC QUEEN-BLANCO JK (2017) Evaluación de la abundancia relativa y percepción de la presencia de palomas *Columba livia* (Columbiformes: Columbidae) en la Universidad Nacional de Costa Rica. *Uniciencia* 31:29-38

RODRÍGUEZ-YÁÑEZ JE, RIVERA-FERNÁNDEZ E, ALVARADO-GONZÁLEZ D, ABDALAH-HERNÁNDEZ M Y QUIRÓS-QUIRÓS R (2021) Prediction of atmospheric corrosion from meteorological parameters: Case of the atmospheric basin of the Costa Rican Western Central Valley. *Atmósfera* 36:171-182

SENAR JC, MONTALVO T, PASCUAL J Y PERACHO V (2017) Reducing the availability of food to control feral pigeons: changes in population size and composition. *Pest Management Science* 73:313-317

SENAR JC Y SOL D (1991) Censo de palomas *Columba livia* var. de la ciudad de Barcelona: Aplicación del muestreo estratificado con factor de corrección. *Butlleti del Grup Català d'Anellament* 8:19-24

SKÓRKA P, SIERPOWSKA K, HAIDT A, MYCZKO L, EKNER-GRZYB A, ROSIN ZM, KWIECINSKI Z, SUCHODOLSKA J, TAKACS V, JANKOWIAK L, WASIELEWSKI O, GRACLIK A, KRAWCZYK AJ, KASPRZAK A, SZWAJKOWSKI P, WYLEGALA P, MALECHA AW, MIZERA T Y TRYJANOWSKI P (2016) Habitat preferences of two sparrow species are modified by abundances of other birds in an urban environment. *Current zoology* 62: 357-368

SOH MCK, PANG RYT, NG BXK, LEE BPYH, LOO AHB Y ER KBH (2021) Restricted human activities shift the foraging strategies of feral pigeons (*Columba livia*) and three other commensal bird species. *Biological Conservation* 253:

SPENNEMANN DHR Y WATSON MJ (2017) Dietary habits of urban pigeons (*Columba livia*) and implications of excreta pH - A review. *European Journal of Ecology* 3:27-41

STOCK B Y HAAG-WACKERNAGEL D (2016) Food shortage affects reproduction of Feral Pigeons *Columba livia* at rearing of nestlings. *Ibis* 158:776-783

TANG Q, LOW GW, LIM JY, GWEE CY Y RHEINDT FE (2018) Human activities and landscape features interact to closely define the distribution and dispersal of an urban commensal. *Evolutionary Applications* 11:1598-1608

VILLALBA SÁNCHEZ C, DE LA OSSA LACAYO A Y DE LA OSSA J (2015) Density of domestic pigeons (Columba livia GMELIN, 1789) in the new public market of Sincelejo, Sucre, Colombia. *Revista UDCA Actualidad & Divulgación Científica* 18:497-502

El Hornero, Revista de Ornitología Neotropical, publicada por Aves Argentinas desde 1917 es la más antigua y una de las más prestigiosas 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.

La colección completa y actualizada de El Hornero está disponible en https://www.avesargentinas.org.ar/ciencia/el-hornero

El Hornero se publica dos veces por año (un volumen de dos números). El Hornero está incluida en Scopus, Biological Abstracts, Zoological Record, BIOSIS Previews, LATINDEX (Catálogo y Directorio), BINPAR (Bibliografía Nacional de Publicaciones Periódicas Argentinas Registradas), Catálogo Colectivo de Publicaciones Periódicas (CAICYT), Núcleo Básico de Revistas Científicas Argentinas, Ulrich's Periodicals Directory, OWL (Ornithological Worldwide Literature), Wildlife & Ecology Studies Worldwide, y SciELO (Scientific Electronic Library Online).

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. Juan Ignacio Areta

Laboratorio de Ecología, Comportamiento y Sonidos Naturales (ECOSON), IBIGEO-CONICET, Rosario de Lerma, Argentina.

Dr. David Canal

Institute of Ecology and Botany (IEB-CER), Hungría

Dra. Kristina L. Cockle

Grupo de Ecología y Conservación de Aves, Instituto de Biología Subtropical-CONICET-UNaM, Puerto Iguazú, Argentina

Dr. Adrián Di Giacomo

Laboratorio de Biología de la Conservación, CECOAL-CONICET

Dra. Laura Gangoso

Department of Wetland Ecology, Estación Biológica de Doñana (EBD-CSIC), España

Dr. Germán García

Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (IIMyC-CONICET), FCEYN-UNMDP

Dr. Alex E. Jahn

Environmental Resilience Institute, Indiana University, USA

Dr. Lucas Leveau

Instituto de Ecología, Genética y Evolución de Buenos IEGEBA-CONICET, FCEN-UBA, Buenos Aires, Argentina

Dra. Bettina Mahler

Laboratorio de Ecología y Comportamiento Animal, IEGEBA-FCEN, UBA

Dra. Beatriz M. Miranzo

Centro para el Estudio y Conservación de las Aves Rapaces en Argentina (CECA- RA), FCEyN-UNLPam & INCITAP-CONICET

Dra. Susana Peluc

Grupo de Ecología y Ecofisiología de Aves, IDEA, CONICET- Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina.

Dr. Pablo Plaza

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

Dra. Cynthia Ursino
Department of Ecology and Evolutionary Biology, Princeton University, Estados Unidos
Dra. Andrea Raya Rey
Centro Austral de Investigaciones Científicas (CADIC), CONICET
Dra. Nélida 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

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.

María Sofía Delmastro
Traductora, Mgter. en Traducción Especializada

Revisores de formato de El Hornero:
Ariadna Tripaldi, Ezequiel Racker y Jorgelina Guido

Dirección general:
Cynthia Ursino – Ignacio Roesler. Dpto. Científico, Aves Argentinas. Matheu 1248, CABA (1249), Argentina.

Diseño gráfico
Mariano Masariche

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.

El Hornero

Revista de Ornitología Neotropical

Volumen 37 - Número 2 Diciembre 2022

Contenidos/Contents

Editorial

Ornitología urbana en el neotrópico: estado de situación y desafíos.
Urban ornithology in the Neotropics: State and challenges. 5

Punto de vista

Desde el árbol al bioma: una solución multiescala para las aves urbanas.
From the tree to the biome: a multiscale solution for urban birds. 13

Promoviendo ciudades amigables con las aves: aprendizajes tras cinco años de estudios empíricos en Santiago de Chile.
Achieving bird-friendly cities: lessons from five years of empirical studies in Santiago de Chile. 23

Revisión

Impactos de la contaminación lumínica en las aves con especial foco en la Argentina.
Light pollution impacts on birds with a special focus on Argentina. 33

Metodologías y ayudas en investigación

Aplicando técnicas de bioacústica a estudios de ornitología urbana: guía y recomendaciones.
Applying bioacoustic techniques to urban ornithology studies: guidelines and recommendations. 47

Artículos

“Las aves están en el monte, no en el pueblo”: percepción comunitaria sobre la riqueza aviar asociada a los traspatios de Zacualpan, México.
“Birds are in the forest, not in town”: community perspective about bird species richness associated with the backyards of Zacualpan, Mexico. 65

Estrategias de escape de aves en ambientes urbanos.
Birds’ escape strategies in urban environments. 75

La cubierta de arcilla roja y el ndvi impulsan cambios en la composición de las especies de aves y el equilibrio funcional en áreas de viviendas de la megaciudad de São Paulo, Brasil.
Red clay roof and ndvi drive changes in bird species composition and functional evenness in housing areas of São Paulo megacity,Brazil. 87

Respuesta de las comunidades de aves a la urbanización en una ciudad de tamaño mediano: Santo Tomé (provincia de Santa Fe) como un caso de estudio.
Bird community responses to urbanization in a medium-sized argentine city: Santo Tomé (Santa Fe province) as a case study. 105

Ensambles de aves migratorias en áreas urbanas y rurales del centro de Argentina: una comparación a escala regional.
Bird migrant assemblages in urban and rural areas of central Argentina: a regional scale comparison. 121

Especies depredadoras y destructoras de nidos artificiales de aves en La Paz, Bolivia.
Predator and destructor species of artificial bird nests in La Paz, Bolivia. 129

Efecto del ruido, cobertura arbórea y hora del día sobre la detectabilidad de aves en ecosistemas urbanos.
Effects of noise, tree cover, and time of the day on the detectability of birds in urban ecosystems. 137

Mortalidad de aves en dormideros comunales a causa de una tormenta severa en la ciudad de Tulumaya, Argentina.
Bird mortality in communal roosts due to a severe storm in Tulumaya city, Argentina. 147

Ecología urbana del Tucán Grande (*Ramphastos toco*) en Jujuy: resultados preliminares de un proyecto de ciencia ciudadana.
Urban ecology of the Toco Toucan (*Ramphastos toco*) in Jujuy: preliminary results of a citizen science project. 159

Variaciones interanuales y cambios estacionales en la abundancia de una población urbana de Loro barranquero (*Cyanoliseus patagonus*) en el sudoeste bonaerense.
Interannual and seasonal changes in the abundance of an urban population of the Burrowing Parrot (*Cyanoliseus patagonus*) in the southwest of Buenos Aires province. 173

Uso del paisaje urbano por el Estornino Pinto (*Sturnus vulgaris*) durante las etapas reproductiva y no reproductiva.
Use of the urban landscape by the European Starling (*Sturnus vulgaris*) during the breeding and non-breeding seasons. 183

Aspectos de la biología reproductiva del Benteveo (*Pitangus sulphuratus*) bajo diferentes grados de urbanización en un aglomerado urbano del noroeste de Argentina.
Aspects of the reproductive biology of the Great Kiskadee (*Pitangus sulphuratus*) under different degrees of urbanization in an urban agglomeration of northwestern Argentina. 195

Comunicaciones cortas especiales

Ataques de perros urbanos a Pingüinos de Magallanes en un área protegida.
Urban dog attacks on Magellanic Penguins in a protected area. 207

Como zorro en gallinero: matanza excedente de choiques en Puerto Deseado por perros no supervisados.
Like having a fox in a chicken coop: surplus killing of rheas in Puerto Deseado by stray dogs. 217

Comunicaciones cortas

Composición y variación estacional de la comunidad de aves urbanas en San Salvador de Jujuy, Argentina. Urban bird community composition and seasonal variation in San Salvador de Jujuy, Argentina. 229

Efecto de la infraestructura y usuarios de parques urbanos en las poblaciones de la paloma *Columba livia* (Columbiformes: Columbidae) en Costa Rica (2014-2020).
Effect of infraestructure and park visitors on Rock Pigeon populations (Columba livia) in costa rican urban parks (2014-2020). 237