



El Hornero

Revista de
Ornitología
Neotropical

ISSN 0073-3407 | 1850-4884

Volumen 38 - Número 2

Diciembre 2023



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

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

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



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



Ilustración de tapa: Águila Viuda (*Spizaetus melanoleucus*) realizada por Facundo Barbar.

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

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

Trabaja en diferentes líneas de acción para alcanzar estos objetivos:

- cuenta con una línea de financiamiento propia, conocida como las *Becas Aves Argentinas*, para apoyar proyectos de investigación de científicos/as jóvenes,
- trabaja en la edición y publicación de las revistas científicas *Nuestras Aves* y *El Hornero*,
- administra junto al Laboratorio de Ornitología de Cornell la plataforma de ciencia ciudadana *eBird* en Argentina,
- organiza de manera bienal las *Reuniones Argentinas de Ornitología* (RAO),
- y acompaña la gestión de la centenaria *biblioteca institucional*.

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





El Hornero

Revista de
Ornitología
Neotropical

Establecida en 1917

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

Volumen 38 – Número 2 – Diciembre 2023

Editor en Jefe

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

Editores Adjuntos

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

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

Editores Asociados

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

Editoras de Resúmenes en Inglés

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

Dra. Maria Smith · *Department of Ecology and Evolutionary Biology, Princeton University*

Revisores de Formato

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

Dirección General

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

Diseño Gráfico & Desarrollo Open Journal Systems

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

Contenido Open Journal Systems

Matías Cabezas, Lic. Cornelia Witschi & Numa Taiel Nazar · *Departamento Científico, Aves Argentinas*

Información Editorial

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

Email: elhornero@avesargentinas.org.ar

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



Miembro de



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



Contenidos/Contents

Artículos

- Demografía histórica de *Trichothraupis melanops* (Aves: Thraupidae) y biogeografía de la Selva Atlántica en el Pleistoceno | *Historical demography of Trichothraupis melanops (Aves: Thraupidae) and the Pleistocene Atlantic Forest biogeography* 7
- Estado actual de una población urbana de Cotorra *Myiopsitta monachus* en Argentina | *Current status of an urban population of Monk Parakeet Myiopsitta monachus in Argentina* 19
- Hábitat y segregación de especies de Strigiformes en el Bosque Atlántico Brasileño | *Habitat and species segregation of Strigiformes in the Brazilian Atlantic Forest*..... 25
- Relevancia del puerto de Comodoro Rivadavia y ambientes antrópicos adyacentes para la reproducción de aves marinas | *Relevance of the port of Comodoro Rivadavia and adjacent anthropic environments for breeding seabirds*..... 33

Comunicaciones breves

- Primer registro de nidificación de Águila Viuda (*Spizaetus melanoleucus*) para la Argentina | *First record of a nest and successful reproduction of the Black-and-white Hawk-eagle (Spizaetus melanoleucus) for Argentina* 47
- Anidación del Cuculillo Canela (*Coccyzus melacoryphus*) en la Isla Isabela, Galápagos, Ecuador | *Nesting of Dark-billed Cuckoo (Coccyzus melacoryphus) on Isabela Island, Galapagos, Ecuador* 53
- Descubrimiento del primer sitio de reproducción de Golondrina de Mar Negra (*Hydrobates markhami*) en el extremo sur del Perú | *Discovery of the first breeding site of Markham's Storm-petrel (Hydrobates markhami) in the south of Peru* 63
- Datos de la dieta de Cotorrita Alirroja (*Touit huetii*) desde la amazonia ecuatoriana | *Feeding data on the Scarlet-shouldered Parrotlet (Touit huetii) from the Ecuadorian Amazon* 71

Artículos

HISTORICAL DEMOGRAPHY OF *Trichothraupis melanops* (AVES: THRAUPIDAE) AND THE PLEISTOCENE ATLANTIC FOREST BIOGEOGRAPHY

DEMOGRAFÍA HISTÓRICA DE *Trichothraupis melanops* (AVES: THRAUPIDAE)
Y BIOGEOGRAFÍA DE LA SELVA ATLÁNTICA EN EL PLEISTOCENO

Andrea Agustina Turner^{1*}, Natalia Trujillo-Arias² & Gustavo Sebastián Cabanne¹

¹Museo Argentino de Ciencias Naturales “Bernardino Rivadavia”– MACN-CONICET, Av. Ángel Gallardo 470, Buenos Aires C1405DJR, Argentina

²Instituto de investigación en recursos biológicos Alexander von Humboldt, (111311, Colombia, Cundinamarca, Bogotá, Av. Circunvalar #16-20)

*and.agu.turner@gmail.com

ABSTRACT: The climatic cycles of the Pleistocene affected the distribution of the vegetation of different biomes, determining the distribution and evolution of the associated fauna. Many studies of Atlantic Forest (AF) organisms suggest that the Pleistocene glacial and interglacial cycles have produced demographically stable populations in the forest’s central region and unstable populations in its southern regions (known as the Carnaval-Moritz model). We studied the phylogeographic structure of an AF passerine, the Black-goggled Tanager (*Trichothraupis melanops*, Thraupidae) and evaluated questions related to the history of the AF. We analyzed three independent genes, two nuclear and one mitochondrial, using population genetic methods based on summary statistics and traditional phylogeographic methods. Our results suggest that *T. melanops* shares phylogeographic features with other AF taxa. Even though an effective population size gradient was found between the central and southern populations, which is in agreement with the results of other phylogeographic studies and the forest refugia model (the Carnaval-Moritz model), there is no evidence of a gradient of genetic diversity. In addition, we have found that *T. melanops* populations show the demographic dynamics expected according to the Carnaval-Moritz model: the inland-southern population was found to be the one with the greatest signs of recent demographic expansion, compared to the central and coastal-southern populations. Although this species is ecologically generalist and not very sensitive to forest fragmentation and degradation, it has been impacted by the historical dynamism of the AF.

KEYWORDS: *Atlantic forest, Historical demography, Phylogeography, Pleistocene, Trichothraupis*

RESUMEN: Los ciclos climáticos del Pleistoceno afectaron la distribución de la vegetación de diferentes biomas, condicionando la distribución y evolución de la fauna asociada. Muchos estudios sobre organismos de la Selva Atlántica (SA) sugieren que los ciclos glaciales e interglaciales del Pleistoceno han producido poblaciones demográficamente estables en la región central de la selva y poblaciones inestables en sus regiones del sur (conocido como modelo Carnaval-Moritz). Estudiamos la estructura filogeográfica de un passeriforme que se distribuye en la SA, el Frutero de Antojos Negros (*Trichothraupis melanops*, Thraupidae), y evaluamos preguntas relacionadas con la historia de la SA. Analizamos tres genes independientes, dos nucleares y uno mitocondri-

al, utilizando métodos de genética de poblaciones basados en estadísticas sumarias y métodos filogeográficos tradicionales. Nuestros resultados sugieren que *T. melanops* comparte características filogeográficas con otros taxones de la SA. Si bien se encontró un gradiente de tamaño poblacional efectivo entre las poblaciones del centro y del sur, lo que concuerda con los resultados de otros estudios filogeográficos y el modelo de refugios (el modelo Carnaval-Moritz), no hay evidencia de un gradiente de diversidad genética. Además, hemos encontrado que las poblaciones de *T. melanops* presentan la dinámica demográfica esperada por el modelo Carnaval-Moritz: la población del centro-sur resultó ser la que presenta mayores signos de expansión demográfica reciente, en comparación con las poblaciones central y de la costa sur. Aunque esta especie es ecológicamente generalista y poco sensible a la fragmentación y degradación forestal, ha sido impactada por el dinamismo histórico de la Selva Atlántica.

PALABRAS CLAVE: Demografía histórica, Filogeografía, Pleistoceno, Selva Atlántica, *Trichothraupis*

The Atlantic Forest (AF) is distributed along the eastern coast of Brazil, northeastern Argentina, and eastern Paraguay (Figure 1A). This biome is one of the most diverse and threatened ecosystems in the world (Galindo Leal and Câmara 2003). The climatic oscillations that occurred during the late Pleistocene affected the demography, population diversification and distribution of the organisms that inhabit the AF, and thus have driven the evolution of the high biological diversity of the biome. Up to now, most studies on the impacts of climatic fluctuations on AF organisms focused on species that are specialists in well-preserved forests (Cabanne et al. 2008, Thom et al. 2021), while there are few studies on organisms that are generalists or less sensitive to environmental disturbance (Batalha-Filho et al. 2012, Lima-Rezende et al. 2022, Bukowski et al. 2023).

The climatic cycles of the Pleistocene promoted speciation due to population isolation and divergence

in refugia during periods such as glacial maxima (Haffer 1969, Moritz et al. 2000, Haffer and Prance 2001). Some studies in the AF reveal the importance of geographic isolation and climate change in genetic diversification when evaluating phylogeographic divergence (Cabanne et al. 2008, Batalha-Filho et al. 2012, Cabanne 2019, Trujillo et al. 2020). In the AF, climatic fluctuations have had a significant impact on the distribution and continuity of the forest. The Carnaval and Moritz (2008) model (from now on Carnaval-Moritz model) states that expansions and contractions of the AF, associated with Pleistocene climatic fluctuations, fragmented and reduced the area occupied by forest organisms, affecting the demographic patterns of population structure and genetic variation. By applying ecological niche modeling to historical climate data, Carnaval and Moritz (2008) predicted how species distributions may have shifted in response to changing climate conditions. They fo-

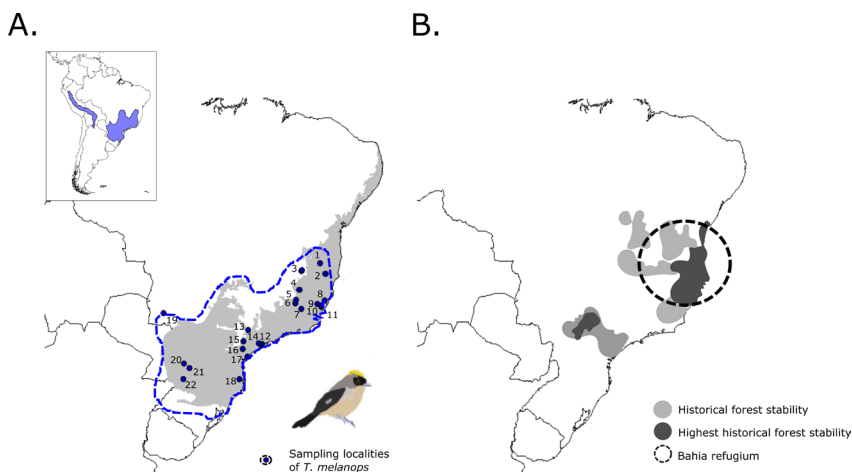


Figure 1. Distribution of the Atlantic Forest, study area of the genetic study of *Trichothraupis melanops* and working hypothesis. A. Distribution of the Atlantic Forest (grey area) and of *Trichothraupis melanops*. We also present collection sites for the genetic samples. See detail in the Appendix. The inset map indicated the study area. B. Working hypothesis on the location of historically stable areas for the AF during the last 21 000 years. The darker the area the higher the forest stability. The circle indicates the area of highest forest stability (Bahia refugium). Modified from Carnaval and Moritz (2008).

cused on variations in biodiversity patterns and species ranges, highlighting how different species would have responded to glacial and interglacial periods. To validate their predictions, Carnaval and Moritz (2008) also compared their modeled results with genetic data from modern populations of various species, that provided insights into historical population dynamics and genetic diversity. The model predicts that during glacial maxima, the center of the AF was a refugium (Bahía refugium, Figure 1B), while the southern region of the biome was the most unstable in terms of continuity and forest coverage (south of Rio de Janeiro and Espírito Santo). Refugia are areas where species could persist during unfavorable glacial periods. Specifically, the model predicts the Bahía refugium 21 000 years ago, during the last glacial maximum. This refugium would have provided relatively stable and suitable climates for certain species to survive when large parts of the AF became inhospitable due to colder and drier conditions. According to Carnaval-Moritz model, most AF organisms should have been equally affected by the biome fragmentation during the Pleistocene, so they are expected to share a single phylogeographic history. Specific predictions are: a) populations of those organisms associated with the AF will share geographical patterns of genetic structure, b) the central populations (associated with the Bahía refugium) will be demographically stable and have the greatest genetic diversity and effective size, while c) those in the south will be less genetically diverse, will have a smaller effective size, and will show signs of demographic expansion. Consequently, d) it is also expected to find a genetic diversity gradient between the Bahia region and the AF south, the latter populations being the ones with the least diversity.

We studied the historical demography of the Black-goggled Tanager (*Trichothraupis melanops*, Aves: Thraupidae), an ecologically generalist bird, to evaluate predictions of the hypothesis about the impact of Pleistocene climatic fluctuations on the AF organisms as described by the Carnaval-Moritz model. *T. melanops* is a monotypic species distributed in the understory of humid and montane forests in eastern and southern Brazil, eastern Paraguay, and northeastern Argentina (in the AF) (Figure 1A), as well as in a narrow strip of Andean rainforest between southern Peru and northwestern Argentina (Ridgely and Tudor 2009). In a study on the evolution between the Andes and the AF, Trujillo et al. (2018) showed that the Andean population of the species is genetically isolated from the AF populations and from the gallery forests in the Cerrado and/or Chaco. This species is a good model to

study biogeographical events in the AF because it is abundant, not threatened (IUCN 2021) and forest dependent (Trujillo et al. 2018). Also, it is a species with moderate to low sensitivity to habitat disturbance (Ridgely and Tudor 2009), so its response to habitat natural modifications linked to climate global cycles could be different from that of species more sensitive to habitat changes (e.g., Cabanne et al. 2008) due to its diet flexibility, tolerance for modified habitats, dispersal abilities or competitive interactions (Ribon 2003, dos Anjos 2006) during the Pleistocene glacial cycles.

METHODS

Genetic dataset

We studied DNA sequences (51 specimens from 22 localities) collected in a previous study (Trujillo et al. 2018) to evaluate population genetic structure and historical demography of the AF population of *T. melanops* (see details of the samples and sampling localities in Appendix A and B). The studied genetic dataset corresponded to three independent markers: Cytochrome b (Cyt b, 930 bp), intron 9 of the Low-density lipoprotein receptor linked to the Z chromosome (VLDL, 448 bp), and intron 11 of Glyceraldehyde-3-phosphate dehydrogenase (G3-pdh, 330 bp).

Genetic analyses

We used CLUSTAL in MEGA v7.0.26 (Sudhir et al. 2016) to align sequences. To detect population structure, we used Geneland (Guillot et al. 2005) in R Studio (RStudio Team 2015). In Geneland, the most likely number of populations was estimated by 5 runs of 20 million iterations each, independent for each marker. With this information, we performed new runs for each marker, setting the number of most likely populations obtained and performing 5 runs of 20 million iterations each. Then, we selected the results of the runs with the highest posterior probability for each marker. To build haplotype networks we used the Median Joining algorithm in PopArt (Bandelt et al. 1999).

To evaluate population assignment and isolation by geographic distance, we performed a partial Mantel test in Vegan (Oksanen et al. 2020) between the pairwise genetic distance between individuals, and predictors such as geographical distances between individuals and an indicator matrix of population identity. The genetic distance matrices were generated using the Pairwise Distances function (parameters: p-distance, delete substitutions and complete dele-

tion of gaps) in MEGA v7.0.26. The identity matrix was assembled considering the presence or absence of the samples from a certain locality within the populations defined by Geneland. Also, an analysis of molecular variance (AMOVA) was performed to evaluate genetic differentiation among populations detected by Geneland in Arlequin v3.5.2.2 (Excoffier and Lischer 2010).

To estimate summary statistics of neutrality and demography (neutrality-demographic tests), we used DNAsp v6 (Rozas et al. 2017). To study the genetic diversity of the populations delimited by Geneland, the haplotypic (H_d) and nucleotide (π) diversities were calculated, as well as the number of haplotypes and segregating sites. To evaluate historical demography and possible variations in population size, we performed Tajima's D (Tajima 1989), Fu's F_s (Fu 1997) and Ramos-Onsins R_2 (Ramos-Onsins and Rozas 2002) tests. A statistically significant result of these tests implies rejection of the null hypothesis of demographic neutrality and/or stability. To differentiate demographic effects from natural selection, we performed the DH and DHEW compound tests (Zeng 2006, 2007a). Both tests merge different statistics and evaluate the null hypothesis of neutrality, without being sensitive to demographic effects. Tajima's D and H are tests that detect positive selection with high probability, but each one is sensitive to different demographic processes and, therefore, DH is statistically specific to study positive natural selection (Zeng 2006). The DHEW test combines the DH test with the Ewens-Watterson EW test (Watterson 1978). The EW test is powerful detecting positive selection, population expansion, and bottlenecks. Results obtained by the DHEW tests are highly powerful since they combine the DH specificity to detect selection with the statistical power of EW. Significant values are expected for both tests, DH and DHEW, only if there has been a positive selection (Zeng 2007b). These tests were performed with Zeng's DH program (<https://github.com/drkaizeng/publications-and-software>), using *Eucometis penicillata*, a sister species to *T. melanops*, as outgroup (Burns and Racicot 2009), and a significance limit of 0.01 (Yednock and Neigel 2014).

Finally, to evaluate the demographic variation between regions we reconstructed the effective population size of each population using the Extended Bayesian Skyline Plot (EBSP) in BEAST v2.6.3 (Bouckaert 2019). Samples from the different populations were analyzed separately, with 10 million iterations of the MCMC algorithm per run and different nucleotide substitution models for each marker. For Cyt b and G3-pdh, we used the molecular evolution model GTR,

while for VLDL the estimates were obtained using HKY, following Trujillo et al. (2018). All parameters were estimated from data, except Cyt b substitution rate per site, which was set at 0.0105 substitutions per site per million generations (Papadopoulou et al. 2010). We evaluated population growth by obtaining the ratio between population effective sizes of different periods in comparison to the present. We chose the specific periods of time based on previous information related to forest fragmentation due to climate oscillations (Rull and Carnaval 2020).

RESULTS

Phylogeographical patterns

We have studied Cyt b, G3-pdh and VLDL DNA sequences of a sample of 51 *T. melanops* from the AF. We obtained haplotype networks of these sequences that indicated a moderate population structure across the study area (Figure 2A). Geneland analysis divided the *T. melanops* samples of Cyt b into three genetic clusters, with high posterior probability of assignment (Figure 2B). These populations were named "Central", "Coastal-southern" and "Inland-southern". Samples from Minas Gerais and Espírito Santo (Brazil) belong to the Central population. Samples from São Paulo, Santa Catarina and Paraná (Brazil) belong to the

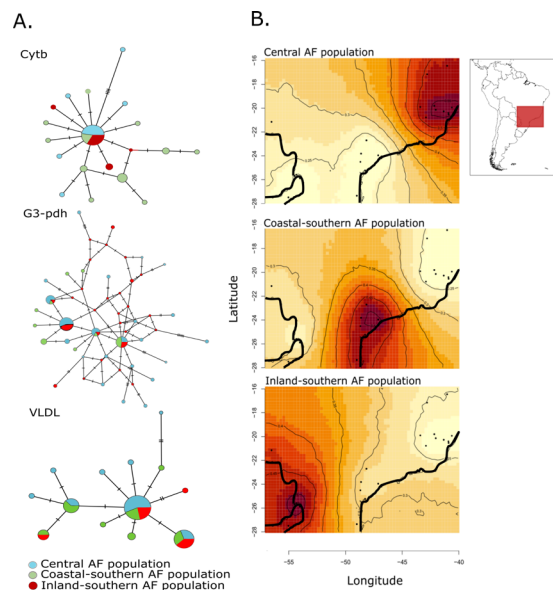


Figure 2. Population genetic structure of *T. melanops* based on three independent genetic markers. **A)** Median joining network of mtDNA Cyt b sequences, nuclear DNA G3-pdh and VLDL. **B)** Geneland analysis and population genetic structure based on Cyt b sequences. Dark red-brown colors indicate highest probability of association of samples to each population.

Coastal-southern population. Samples from Misiones (Argentina) and Mato Grosso do Sul (Brazil) belong to the Inland-southern population. Geneland analysis with both nuclear markers did not support any specific cluster.

AMOVA results with Cyt b indicated a significant Φ_{ST} ($\Phi_{ST}=0.147$, $p=0.017$), describing that 15% of the molecular variation was attributed to differences among populations. The AMOVA results with VLDL or G3-pdh were not significant ($p>0.05$).

The partial Mantel tests did not support isolation by geographic distance for any of the studied genes ($p>0.05$, controlling for population). In addition, it indicated that the metric population explained genetic variation only in the case of Cyt b ($r=0.2276$; $p=0.001$, controlled for geographic distances). Therefore, these analyses indicated that the population structure observed in Cyt b sequences was significant and not an artifact of an uneven geographic sampling. Thus, we considered three genetic clusters for downstream analyses (i.e., Central, Coastal-southern, and Inland-southern).

Diversity and demography

Diversity indices were not clearly different among the three populations (Table 1). Therefore, no gradient between populations was distinguished for the indices of haplotype diversity and nucleotide diversity. Summary statistics (Table 1) yielded significant negative values of Fu's F_s for the Central and Coastal-southern AF populations for the three analyzed markers. Tajima's D was significantly negative for the Central population for all three markers, and the

Coastal-southern population for VLDL. Finally, Ramos-Onsins' R_2 was significant for the Central and Coastal-southern populations according to the three markers. In addition, the value of R_2 was significant for the Inland-southern population according to Cyt b. The values of the DH and DHEW statistics were all non-significant, indicating that the significant results of the previous tests were due to demographic effects and not to bias from neutrality.

The Extended Bayesian Skyline Plot analyses estimated a current effective population size of 1 660 000 individuals in the Central population, 330 000 individuals in the Coastal-southern and 18 000 individuals in the Inland-southern population (Figure 3, Table 2). We quantified the population growth by comparing the present effective size in relation to three periods during the last 30 000 years, which indicated a tendency of the Inland-southern AF to be the population with the largest growth, and of the Central AF to be the most stable population (Figure 3, Table 2). Table 2 presents the confidence intervals associated with N_e and growth rates. While there may be overlap in the confidence intervals, exact values are derived from effective sizes estimated through Bayesian methods and represent the highest posterior probability, indicating that overlapping intervals do not necessarily imply the absence of differences.

DISCUSSION

We evaluated the hypothesis of the impact of Pleistocene climatic fluctuations on the Atlantic Forest organisms during the late Pleistocene by conducting a population genetic study of *Trichothraupis melanops*, an ecologically generalist species. We found three genetically distinct populations, with a different population effective size, being the Central AF population the largest, followed by the Coastal-southern and Inland-southern populations. The historical demography of these populations was compatible with an expansion scenario in the AF inland-south, as well as with a smaller population growth in the Central and Coastal-southern region. The results indicated that *T. melanops* shared a population genetic structure, along with demographic dynamics, with other organisms in the region, partially agreeing with the model proposed by Carnaval and Moritz.

The phylogeographic study of the AF *T. melanops* populations supported the Carnaval-Moritz model as a) the bird's populations shared geographical patterns of genetic structure with other species in the region, b) the Central population (associated with the Bahía refugium) was the largest in population size and the

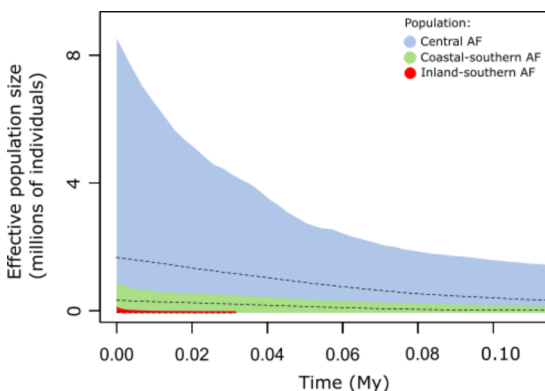


Figure 3. Historical demography of *T. melanops* in the Atlantic Forest based on Extended Bayesian Skyline Plot and on three independent markers. The dashed line represents the median effective population. Confidence intervals are based on the 95% highest posterior density. Time is in million years (My).

Table 1. Neutrality-demography tests of populations of *T. melanops* based on three independent genetic markers. Sample size in number of DNA sequences (N), Tajima’s D, Fu’s Fs, Ramos-Onsins R₂, DH and DHEW neutrality tests of Zeng (p-values indicated), number of polymorphic sites (S), number of haplotypes (H), haplotype (Hd) and nucleotide (π) diversities are presented. P-values are within parentheses. Significant values are indicated in bold (p-value<=0.05 for Tajima’s D and Ramos-Onsins’ R₂; p-value<=0.02 for Fu’s Fs; p-value<=0.01 for DH and DHEW).

Marker	Statistic	Population		
		Central	Coastal-southern	Inland-southern
Cyt b	N	15	18	11
	D	-1.898 (0.01)	-0.826 (0.22)	-1.114 (0.21)
	Fs	-2.718 (0.02)	-5.082 (0.001)	-1.525 (0.03)
	R ₂	0.110 (0.04)	0.091 (0.02)	0.140 (0.02)
	DH	(0.0363)	(0.1185)	(0.0547)
	DHEW	(0.0104)	(0.1746)	(0.0354)
	S	10	9	3
	H	7	10	4
	π	0.00173 ± 0.00160	0.00234 ± 0.00142	0.00081 ± 0.00079
	Hd	0.657 ± 0.138	0.908 ± 0.044	0.600 ± 0.154
VLDL	N	24	32	18
	D	-1.396 (0.05)	-1.472 (0.05)	0.193 (0.61)
	Fs	-6.601 (0.0001)	-5.101 (0.002)	-0.161 (0.46)
	R ₂	0.071 (0.002)	0.067 (0.03)	0.161 (0.63)
	DH	(0.0718)	(0.0981)	(0.3753)
	DHEW	(0.0456)	(0.0682)	(0.6101)
	S	8	10	5
	H	10	10	5
	π	0.00264 ± 0.00217	0.00286 ± 0.00230	0.00338 ± 0.00173
	Hd	0.746 ± 0.091	0.764 ± 0.072	0.771 ± 0.051
G3-pdh	N	36	30	24
	D	-1.576 (0.03)	-1.367 (0.07)	-1.033 (0.16)
	Fs	-13.523 (0.0002)	-8.449 (0.0003)	-3.753 (0.03)
	R ₂	0.069 (0.05)	0.072 (0.04)	0.108 (0.12)
	DH	(0.4028)	(0.2339)	(0.1135)
	DHEW	(0.2835)	(0.3383)	(0.0726)
	S	33	19	12
	H	24	16	10
	π	0.01596 ± 0.00838	0.00893 ± 0.00554	0.01000 ± 0.00515
	Hd	0.946 ± 0.025	0.929 ± 0.028	0.850 ± 0.080

most stable demographically, and c) the Inland-southern population showed the strongest signs of recent population expansion. However, regarding genetic diversity pattern across populations, no clear results

were obtained since no diversity gradient was found between the Bahia region and the southern AF region.

We found that the population genetic structure of *T. melanops* was comparable to that of other organisms

Table 2. Effective population size and population growth to the present of populations of *T. melanops* at different time periods, as estimated by Bayesian Skyline Plot. 95% confidence intervals are indicated.

Time period	Population					
	Central AF		Coastal-southern AF		Inland-southern AF	
	Ne	Population growth	Ne	Population growth	Ne	Population growth
Present	1.66 (0.09–8.53)		0.33 (0.01–0.99)		0.018 (2.05x10 ⁹ –0.21)	
0.01 MYA	1.49 (0.27–6.11)	1.11 (0.03–1.40)	0.29 (0.05–0.68)	1.13 (0.02–1.46)	0.015 (8.45x10 ⁸ –0.15)	1.2 (0.024–1.4)
0.02 MYA	1.36 (0.23–5.11)	1.22 (0.39–1.67)	0.25 (0.03–0.63)	1.32 (0.33–1.57)	0.012 (8.45x10 ⁸ –0.12)	1.5 (0.024–1.75)
0.03 MYA	1.20 (0.10–4.25)	1.38 (0.90–2.00)	0.204 (0.0023–0.58)	1.6 (0.006–1.7)	0.008 (8.45x10 ⁸ –0.05)	2.25 (0.024–4.2)

from the AF (Costa 2003, Batalha-Filho et al. 2013, Costa and Leite 2013), which suggests a shared biogeographic history among them. The Geneland analysis for Cyt b supported three populations of *T. melanops* (Figure 2B), indicating that there is genetic differentiation across AF regions, also supported by AMOVA. Moreover, despite the uneven geographic sampling, we found that genetic differences between these populations were not explained by isolation by distance.

The different populations of *T. melanops* are apparently limited or associated to important geographic landmarks of the AF. Several authors define the central AF, as limited in the south by the Doce River, as the turning point between populations and lineages in the biome (Cracraft and Prum 1988, Costa 2003, Cabanne et al. 2008, Carnaval et al. 2009). The northernmost population of *T. melanops* was located to the north of that river. The Coastal-southern population occupied the southern Serra do Mar mountain chain, an important region in the biome because of its high levels of endemism (Cracraft and Prum 1988, Rull and Carnaval 2020), while the Inland-southern population was associated with the interior of the continent, to regions with semideciduous forests. It is worth noting that other species from the region also have their phylogeographic patterns associated with these geographic landmarks (e.g., Cabanne et al. 2008, Carnaval et al. 2009, Batalha-Filho et al. 2013), thus

T. melanops and these other species might have been affected by the same evolutionary forces.

The variation of population effective size of *T. melanops* across the study region supported the Carnaval-Moritz model, which proposes that the populations located in the north and central zone of the biome will be the largest. However, the genetic diversity values for each region did not clearly differ between populations (Table 1). Results of the Extended Bayesian Skyline Plot suggested moderate differences in effective size among populations (Figure 3, Table 2). Despite differences are relatively small, as predicted, the Central and Coastal-southern populations presented the largest population effective size, while the smallest population was the Inland-southern. The population dynamic was also in accordance with the Carnaval-Moritz model, with the Inland-southern population showing the highest signs of recent population expansion, compared to the Central and Coastal-southern populations (Table 2). The Inland-southern population showed a population growth of 2.25 times in the last 30 000 years, while the highest growth in the Central and Coastal-southern populations was 1.6 times. In addition, when comparing population growth during the last 0.1 million years, the northernmost population was the one with the shallower growth in relation to present, which is also in agreement with predictions and with what is

observed in other birds of the region (e.g., Cabanne et al. 2008, Batalha-Filho et al. 2013, Raposo do Amaral et al. 2021). These shallow population growth indicators may be related to the fact that the studied species has moderate to low sensitivity to habitat disturbance (Ridgely and Tudor 2009), so its response to habitat natural modifications linked to climate global cycles could be different from that of species more sensitive to habitat changes (e.g., Cabanne et al. 2008).

In conclusion, we found in *T. melanops* a population genetic structure with evidence of shallow demographic change during the end of the Pleistocene, which is expected to be associated to the forest dynamisms imposed by global climate cycles. Most studies on the impacts of climatic fluctuations on AF organisms focus on endemic species that are specialist of well-preserved forests (Cabanne et al. 2008, Batalha-Filho et al. 2012), while there are few studies of organisms like *T. melanops*, which are ecologically flexible and less sensitive to environmental disturbances (Ribon 2003, dos Anjos 2006). The results indicated *T. melanops* population changes in agreement with the Carnaval-Moritz model and are comparable to what was observed in other species of the region that are more sensitive to habitat change. Thus, even though the species is ecologically less sensitive to habitat modifications, habitat change in the AF during the end of the Pleistocene seems to have been strong enough to have impacted its population structure and demography.

ACKNOWLEDGEMENTS

We are thankful to the following institutions that supported this study: Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Tecnológicas from Argentina (PIP 2020 3168, Proyecto Coop. Internacional CNPq-CO-NICET and CAPES-MINCYT), the Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica from Argentina (PICT 2018 02689), and Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo from Brazil.

REFERENCES

- DOS ANJOS L (2006) Bird Species Sensitivity in a Fragmented Landscape of the Atlantic Forest in Southern Brazil. *Biotropica* 38(2): 229–234. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2006.00122.x>
- BANDELT H, FORSTER P AND RÖHL A (1999) Median-joining networks for inferring intraspecific phylogenies. *Molecular Biology and Evolution* 16(1):37–48. <https://doi.org/10.1093/oxfordjournals.molbev.a026036>
- BATALHA-FILHO H, CABANNE GS AND MIYAKI CY (2012) Phylogeography of an Atlantic forest passerine reveals demographic stability through the last glacial maximum. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 65:892–902. <https://doi.org/10.1016/j.ympev.2012.08.010>
- BATALHA-FILHO H, FJELDSÅ J, FABRE P-H AND MIYAKI CY (2013) Connections between the Atlantic and the Amazonian Forest avifaunas represent distinct historical events. *Journal of Ornithology* 154:41–50. <https://doi.org/10.1007/s10336-012-0866-7>
- BOUCKAERT R, VAUGHAN TG, BARIDO-SOTTANI J, DUCHÊNE S, FOURMENT M, GAVRYUSHKINA A, HELED J, JONES G, KÜHNERT D, DE MAIO N, MATSCHINER M, MENDES FK, MÜLLER NF, OGILVIE HA, DU PLESSIS L, POPINGA A, RAMBAUT A, RASMUSSEN D, SIVERONI I, SUCHARD MA, WU C-H, XIE D, ZHANG C, STADLER T AND DRUMMOND AJ (2019) BEAST 2.5: An advanced software platform for Bayesian evolutionary analysis. *PLoS computational biology* 15(4), e1006650. <https://doi.org/10.1371/journal.pcbi.1006650>
- BUKOWSKI B, CAMPAGNA L, RODRÍGUEZ-CAJARVILLE MJ, CABANNE GS, TUBARO PL AND LIJTMAER DA (2023) The role of glaciations in the evolutionary history of a widely distributed Neotropical open habitat bird. *Journal of Biogeography* 30:71–86. <https://doi.org/10.1111/jbi.14738>
- BURNS KJ AND RACICOT RA (2009) Molecular Phylogenetics of a Clade of Lowland Tanagers: Implications for Avian Participation in the Great American Interchange. *The Auk* 126(3):635–648. <https://doi.org/10.1525/auk.2009.08195>
- CABANNE GS, CAMPAGNA L, TRUJILLO-ARIAS N, NAOKI K, GÓMEZ I, MIYAKI CY, SANTOS FR, DANTAS GPM, ALEIXO A, CLARAMUNT S, ROCHA A, CAPARROZ R, LOVETTE IJ AND TUBARO PL (2019) Phylogeographic variation within the Buff-browed Foliage-gleaner (Aves: Furnariidae: Syndactyla rufosuperciliata) supports an Andean-Atlantic forests connection via the Cerrado. *Molecular phylogenetics and evolution* 133:198–213. <https://doi.org/10.1016/j.ympev.2019.01.011>
- CABANNE GS, D'HORTA FM, SARI EHR, SANTOS FR AND MIYAKI CY (2008) Nuclear and mitochondrial phylogeography of the Atlantic forest endemic *Xiphorhynchus fuscus* (Aves: Dendrocolaptidae): Biogeography and systematics implications. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 49:760–773. <https://doi.org/10.1016/j.ympev.2008.09.013>
- CARNAVAL AC, HICKERSON MJ, HADDAD CFB, RODRIGUES MT AND MORITZ C (2009) Stability predicts genetic diversity in the Brazilian Atlantic forest hotspot. *Science* 323(5915):785–789. <https://doi.org/10.1126/science.1166955>
- CARNAVAL AC AND MORITZ C (2008) Historical climate modelling predicts patterns of current biodiversity in the Brazilian Atlantic forest. *Journal of Biogeography* 35:1187–1201. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2007.01870.x>
- COSTA L (2003) The historical bridge between between the Amazon and the Atlantic forest of Brasil: a study of molecular phylogeography with small mammals. *Journal of Biogeography* 30:71–86. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.2003.00792.x>

- COSTA LP AND LEITE YLR (2013) Historical fragmentation shaping vertebrate diversification in the Atlantic forest biodiversity hotspot. Pp. 283–306 in: PATTERSON BD AND COSTA LP (eds) *Bones, Clones and Biomes: The History and Geography of Recent Neotropical Mammals*. Chicago University Press, Chicago
- CRACRAFT J AND PRUM RO (1988) Patterns and processes of diversifications: speciation and historical congruence in some Neotropical birds. *Evolution*, 42:603–620. <https://doi.org/10.1111/j.1558-5646.1988.tb04164.x>
- EXCOFFIER L AND LISCHER HEL (2010) Arlequin suite ver 3.5: a new series of programs to perform population genetics analyses under Linux and Windows. *Molecular Ecology Resources* 10:564–567. <https://doi.org/10.1111/j.1755-0998.2010.02847.x>
- FU YX (1997) Statistical tests of neutrality of mutations against population growth, hitchhiking and background selection. *Genetics* 147(2):915–25. <https://doi.org/10.1093/genetics/147.2.915>
- GALINDO LEAL C AND CÂMARA I DE G (2003) The Atlantic forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook. State of the Hotspots. Island Press, Washington
- GUILLOT G, MORTIER F AND ESTOUP A (2005) Geneland: A program for landscape genetics. *Molecular Ecology Notes* 5:712–715. <https://doi.org/10.1111/j.1471-8286.2005.01031.x>
- HAFFER J (1969) Speciation in Amazonian Forest birds. *Science* 165(3889):131–137. <https://doi.org/10.1126/science.165.3889.13>
- HAFFER J AND PRANCE GT (2001) Climatic forcing of evolution in Amazonia during the Cenozoic: on the refuge theory of biotic differentiation. *Amazoniana* 16:579–607
- IUCN (2021) The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2021-1. (URL: <https://www.iucnredlist.org>)
- LIMA-REZENDE CA, CABANNE GS, ROCHA AV, CARBONI M, ZINK RM AND CAPARROZ R (2022) A comparative phylogenomic analysis of birds reveals heterogeneous differentiation processes among Neotropical savannas. *Molecular Ecology* 31(12):3451–3467. <https://doi.org/10.1111/mec.16487>
- MORITZ C, PATTON JL, SCHNEIDER CJ AND SMITH TB (2000) Diversification of Rainforest Faunas: An Integrated Molecular Approach. *Annual Review of Ecology and Systematics* 31(1):533–563. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.31.1.533>
- OKSANEN J, BLANCHET G, FRIENDLY M, KINDT R, LEGENDRE P, MCGLINN D, MINCHIN PR, O'HARA RB, SIMPSON GL, SOLYMOS P, STEVENS MHH, SZOEC S AND WAGNER H (2020) Vegan: Community Ecology Package. R package version 2.5-7 (URL: <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>)
- PAPADOPOULOU A, ANASTASIOU I AND VOGLER AP (2010) Revisiting the insect mitochondrial molecular clock: the mid-Aegean trench calibration. *Molecular Biology and Evolution* 27:1659–1672. <https://doi.org/10.1093/molbev/msq051>
- RAMOS-ONSINS S AND ROZAS J (2002) Statistical Properties of New Neutrality Tests Against Population Growth. *Molecular Biology and Evolution* 19(12):2092–2100. <https://doi.org/10.1093/oxfordjournals.molbev.a004034>
- RAPOSO DO AMARAL F, THOM G, LIMA-RIBEIRO MS, ALVARADO-SERRANO DF, MONTESANTI JAC, PELLEGRINO KCM, MIYAKI CY, HICKERSON MJ AND MALDONADO-COELHO M (2021) Rugged relief and climate promote isolation and divergence between two neotropical cold-associated birds. *Evolution*, 75:2371–2387. <https://doi.org/10.1111/evo.14318>
- RIBON R, SIMON JE AND DE MATTOS GT (2003) Bird extinctions in Atlantic forest fragments of the Vicosia region, southeastern Brazil. *Conservation Biology* 17(6):1827–1839. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2003.00377.x>
- RIDGELY R AND TUDOR G (2009) Field guide to the songbirds of South America: the passerines. Mildred Wyatt-World series in ornithology (1st edition). Austin: University of Texas Press. *Trichothraupis melanops*, p. 621, lámina 104(4)
- ROZAS J, FERRER-MATA A, SÁNCHEZ-DELBARRIO JC, GUIRAO-RICO S, LIBRADO P, RAMOS-ONSINS SE AND SÁNCHEZ-GRACIA A (2017) DnaSP v6: DNA Sequence Polymorphism Analysis of Large Datasets. *Molecular Biology and Evolution* 34:3299–3302. <https://doi.org/10.1093/molbev/msx248>
- RSTUDIO TEAM (2015) RStudio: Integrated Development for R. RStudio, Inc., Boston, MA
- RULL V AND CARNVAL AC (2020) Neotropical Diversification: Patterns and Processes. Springer, Switzerland
- SUDHIR K, GLEN S AND KOICHIRO T (2016) MEGA7: Molecular Evolutionary Genetics Analysis Version 7.0 for Bigger Datasets. *Molecular Biology and Evolution* 33(7):1870–1874. <https://doi.org/10.1093/molbev/msw054>
- TAJIMA F (1989) Statistical method for testing the neutral mutation hypothesis by DNA polymorphism. *Genetics* 123(3):585–95. <https://doi.org/10.1093/genetics/123.3.585>
- THOM G, GEHARA M, SMITH BT, MIYAKI CY AND RAPOSO DO AMARAL F (2021) Microevolutionary dynamics show tropical valleys are deeper for montane birds of the Atlantic Forest. *Nature Communication* 12, 6269. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-26537-9>
- TRUJILLO-ARIAS N, CALDERÓN L, SANTOS FR, MIYAKI CY, ALEIXO A, WITT CC, TUBARO PL, AND CABANNE GS (2018) Forest corridors between the central Andes and the southern Atlantic forest enabled dispersal and peripatric diversification without niche divergence in a passerine. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 128:221–232. <https://doi.org/10.1016/j.jympev.2018.08.005>
- TRUJILLO-ARIAS N, RODRÍGUEZ-CAJARVILLE MJ, SARI E, MIYAKI CY, SANTOS FR, WITT CC, BARRERA AS, GÓMEZ I, NAOKI K, TUBARO PL AND CABANNE GS (2020) Evolution between forest macrorefugia is linked to discordance between genetic and morphological variation in Neo-

tropical passerines. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 149, 106849. <https://doi.org/10.1016/j.ympev.2020.106849>

WATTERSON GA (1978) The homozygosity test of neutrality. *Genetics* 88:405-417. <https://doi.org/10.1093/genetics/88.2.405>

YEDNOCK BK AND NEIGEL JE (2014) Detecting Selection in the Blue Crab, *Callinectes sapidus*, Using DNA Sequence Data from Multiple Nuclear Protein-Coding Genes. *PLoS ONE* 9(6):e99081. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0099081>

ZENG K, FU Y-X, SHI S AND WU C-I (2006) Statistical tests for detecting positive selection by utilizing high-frequency variants. *Genetics* 174:1431-1439. <https://doi.org/10.1534/genetics.106.061432>

ZENG K, MANO S, SHI S AND WU C-I (2007a) Comparisons of site- and haplotype-frequency methods for detecting positive selection. *Molecular Biology and Evolution* 24:1562-1574. <https://doi.org/10.1093/molbev/msm078>

ZENG K, SHI S AND WU CI (2007b) Compound tests for the detection of hitchhiking under positive selection. *Molecular Biology and Evolution* 24(8):1898-1908. <https://doi.org/10.1093/molbev/msm119>

Appendix A. Samples used for genetic and demographic analyses of *T. melanops*. Abbreviations for tissue catalogue ID are: MSB: Bird, Museum of Southwestern Biology, University of New Mexico, USA; MACN-Or-ct, Bird tissue collection of the Museo Argentino de Ciencias Naturales “Bernardino Rivadavia”, Buenos Aires, Argentina; MG, Museu Paraense Emílio Goeldi, Belém, Brazil; LGEMA, Laboratório de Genética e Evolução Molecular de Aves, Universidade de São Paulo, Brazil, and B, Laboratório de Biodiversidade e Evolução Molecular, Universidade Federal Minas Gerais, Brazil. Population assignment abbreviations mean: C: central AF; CoS: coastal-southern AF; IS: inland-southern AF.

Locality number	Locality	Tissue ID	Population assignment
1	Leme do Prado, Minas Gerais, Brazil	B3224	C
2	Jequitinhonha, Minas Gerais, Brazil	B1077	C
		B1078	C
3	Turmalina, Minas Gerais, Brazil	B3222	C
4	Caratinga, Minas Gerais, Brazil	B1072	C
		B1254	C
		B0476	C
5	Simonésia, Minas Gerais, Brazil	B1265	C
6	Viçosa, Minas Gerais, Brazil	B1818	C
7	Santa Bárbara, Minas Gerais, Brazil	B1402	C
8	Santa Teresa, Espírito Santo, Brazil	B1366	C
		B1367	C
9	Domingos Martins, Espírito Santo, Brazil	B3300	C
10	Conceição do Castelo, Espírito Santo, Brazil	B3297	C
		B3298	C
		B3301	C
11	Alfredo Chaves, Espírito Santo, Brazil	B3264	C
12	PETAR, Núcleo Caboclos, São Paulo, Brazil	LGEMA 1603	CoS
		LGEMA 15091	CoS
		LGEMA 15199	CoS
		LGEMA 15200	CoS
13	P.E. Serra do Mar, Núcleo Curucutú, São Paulo, Brazil	LGEMA 1576	CoS
		LGEMA 15193	CoS
		LGEMA 15205	CoS

Locality number	Locality	Tissue ID	Population assignment
14	Juquitiba, São Paulo, Brazil	LGEMA 1141	CoS
		LGEMA 1156	CoS
		LGEMA 2073	CoS
15	Fazenda Barreiro Rico, Anhembi, São Paulo, Brazil	LGEMA 2074	CoS
		LGEMA 2089	CoS
16	Buri, São Paulo, Brazil	LGEMA 2972	CoS
		LGEMA 2975	CoS
17	Guaraqueçaba, Utinga, Paraná, Brazil	LGEMA 14652	CoS
		LGEMA 14707	CoS
		LGEMA 14586	CoS
18	Nova Trento, Santa Catarina, Brazil	LGEMA 14588	CoS
		LGEMA 14642	CoS
		LGEMA 145643	CoS
19	Bonito, Mato Grosso do Sul, Brazil	MG51927	IS
		MG51928	IS
		MG51929	IS
		MG51930	IS
20	Paraje María Soledad, General Belgrano, Misiones, Argentina	MACN-Or-ct 1969	IS
		MACN-Or-ct 2851	IS
		MACN-Or-ct 2865	IS
21	P.N Iguazú, Iguazú, Misiones, Argentina	MACN-Or-ct 3581	IS
		MACN-Or-ct 6827	IS
		MACN-Or-ct 7001	IS
		MACN-Or-ct 7004	IS
22	CIAR, Oberá, Misiones, Argentina	MACN-Or-ct 6971	IS
		MACN-Or-ct 1984	IS
		MACN-Or-ct 1987	IS
Outgroup: <i>Eucometis penicillata</i>		MACN-Or-ct 5950	

Appendix B. Samples used for genetic and demographic analyses of *T. melanops*. Population assignment abbreviations mean: C: central AF; CoS: coastal-southern AF; IS: inland-southern AF.

	C	CoS	IS	Total
Number of individuals	17	20	14	51
Number of Cyt b sequences	15	18	11	44
Number of G3-pdh sequences	36	30	24	90
Number of VLDL sequences	24	32	18	74



ESTADO ACTUAL DE UNA POBLACIÓN URBANA DE COTORRA *Myiopsitta monachus* EN ARGENTINA

CURRENT STATUS OF AN URBAN POPULATION OF MONK PARAKEET *Myiopsitta monachus* IN ARGENTINA

Rosana Aramburú^{1*}, Jorge Arias Ríos¹, Agustina Crego¹, Sofía Zalazar², Noelia Volpe², Federico Kacoliris¹ & Igor Berkunsky³

¹Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata, Argentina

²Laboratorio de Biología de la Conservación, Centro de Ecología Aplicada del Litoral (CECOAL), CONICET, Argentina

³Instituto Multidisciplinario sobre Ecosistemas y Desarrollo Sustentable, CONICET, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, Argentina

*aramburu@fcnym.unlp.edu.ar

RESUMEN: La Cotorra *Myiopsitta monachus* ha colonizado ciudades en muchos lugares del mundo. En este trabajo evaluamos el estado actual de la población de este psitácido en la ciudad de La Plata, Buenos Aires (Argentina), ubicada dentro del rango de distribución original de la especie. Nos propusimos describir las características de nidos y árboles donde fueron construidos y evaluar cambios a través del tiempo. Inspeccionamos arboledas en espacios verdes urbanos y registramos 671 nidos y 1344 cámaras en 288 árboles. La mayoría de los árboles donde anidaron correspondieron a *Eucalyptus* sp., mientras que el resto correspondió a *Araucaria angustifolia*, *Pinus* sp. y *Platanus* sp. La mayoría de los nidos tenían sólo una cámara, fueron construidos sobre ramas primarias y en el primer tercio de rama. Entre 2008 y 2016 se triplicó el número de nidos y árboles con nidos y se cuadruplicó el número de cámaras. El porcentaje relativo de nidos con una cámara disminuyó a lo largo del período estudiado. Nuestras observaciones respaldan la hipótesis de que las cotorras tienden a aumentar el número de cámaras en lugar de construir nuevos nidos.

PALABRAS CLAVE: árboles, cámaras, espacios verdes, La Plata, nidos, ubicación en ramas

ABSTRACT: The Monk Parakeet *Myiopsitta monachus* has colonized cities in several regions of the world. We aimed to assess the current status of the population of *Myiopsitta monachus* in La Plata city (Buenos Aires Province), Argentina, located within the original distribution range of the species. We aimed to describe the characteristics of the nests and the trees where they were built, and to assess changes over time. We surveyed all the tree groves in green spaces and recorded 671 nests and 1,344 chambers in 288 trees. Most of the trees where *Myiopsitta monachus* nested corresponded to *Eucalyptus* sp., while the rest corresponded to *Araucaria angustifolia*, *Pinus* sp., and *Platanus* sp. Most nests had only one chamber, and were built on primary branches and in the first third of the branch. Between 2008 and 2016, the number of nests and trees with nests was tripled, and the number of chambers was quadrupled. The relative percentage of nests with a single chamber decreased throughout the period studied. Our observations support the hypothesis that Monk Parakeets tend to increase the number of chambers per nest rather than build new nests.

KEYWORDS: chambers, green spaces, La Plata city, location on branches, nests, trees

Las cotorras *Myiopsitta monachus* han colonizado ciudades, tanto en su rango de distribución original (Volpe y Aramburú 2011, Romero et al. 2015) como en otros países y continentes, donde fueron llevadas

como aves de jaula (Calzada Preston et al. 2021). En la actualidad podemos encontrar cotorras en estado silvestre en 26 países (Calzada Preston y Pruett-Jones 2021). Las poblaciones de esos países se establecie-

ron principalmente en áreas urbanas o suburbanas debido a que estas áreas, además de alimento, ofrecen sustratos de anidación artificiales y naturales (Muñoz y Real 2006, Strubbe y Matthysen 2009).

Varias características contribuyen al éxito colonizador de *M. monachus*: la flexibilidad del comportamiento, el oportunismo en la dieta y la habilidad para construir nidos comunales (Bucher y Aramburú 2014). Generalmente utilizan como soporte los árboles altos existentes en las ciudades, entre los cuales han elegido eucaliptos, palmeras, araucarias, casuarinas, cipreses, cedros y pinos (Sol et al. 1997, Volpe y Aramburú 2011, Romero et al. 2015, Di Santo et al. 2017). Sin embargo, otras veces construyen sus nidos en estructuras antrópicas, como torres de iluminación y postes de electricidad, donde pueden ocasionar problemas en la transmisión de energía eléctrica (Bucher y Martin 1987, Avery et al. 2006, Minor et al. 2012, Burgio et al. 2014, Aramburú et al. 2018). En su rango nativo, hay pocos trabajos sobre su presencia y nidificación en zonas urbanas -ver excepciones para la ciudad de La Plata (Volpe y Aramburú 2011, Aramburú et al. 2018) y la Ciudad Autónoma de Buenos Aires (Romero et al. 2015)-.

Dado el gran volumen que pueden tomar los nidos y los problemas asociados a su caída o desprendimiento de partes, así como la remoción de ramas para construirlos, los ciudadanos habitualmente reportan algunos riesgos asociados a la presencia de la cotorra en las ciudades (Hernández-Brito et al. 2022). Estas advertencias, sumado al riesgo que traen para la supervivencia de especies nativas, promovieron la implementación de medidas de manejo de las poblaciones reproductivas de Cotorra en algunas ciudades europeas (Senar et al. 2021, Dawson Pell et al. 2023).

Teniendo en cuenta los antecedentes de aumento y dispersión de las poblaciones de *M. monachus* en la provincia de Buenos Aires (Bucher y Aramburú 2014), la controversia sobre el control letal (Bucher 2021), la compleja relación que existe entre psitácidos y personas (Canavelli et al. 2012) y que las poblaciones en expansión inicial son más fáciles de monitorear y/o controlar (Crowley 2021), en este trabajo evaluamos el estado actual de la población de cotorras en la ciudad de La Plata, a los fines de aportar información de base para la creación de una estrategia de manejo urbano para la especie. Para esto nos propusimos cinco objetivos: 1. Describir las características de los árboles seleccionados para nidificar; 2. Determinar la cantidad y características de los nidos en relación a los árboles; 3. Describir las características y la ubicación de los nidos en relación a los árboles; 4. Estimar la densidad

de nidos en todo el casco urbano de la ciudad; y 5. Evaluar las tendencias en el número de nidos entre 2008 y 2016.

MÉTODOS

Área de estudio

La ciudad de La Plata (34°55'S, 57°57'O) es una ciudad pre-diseñada en 1882 bajo criterios higienistas. Está formada por un cuadrado (el "casco urbano") desde cuyo centro geográfico (la plaza Moreno) parten dos diagonales principales. Posee avenidas y plazas cada 5–6 cuadras y está rodeada de un cinturón con rambla verde (llamado Circunvalación), que limita el mencionado casco (un total de 900 ha). Tiene una arboleda constituida por unos 82 850 árboles, distribuidos en ramblas (3291; 4%), veredas (64349; 77.5%), paseo del bosque (9548, 11.5%) y plazas/parques (5662, 6.8%) (Marquina y Astudillo Landa 1996).

Los eucaliptos son mencionados como una de las causas de la expansión experimentada por las cotorras en el interior de la provincia de Buenos Aires durante poco más de un siglo, y se supone que estos árboles facilitaron además la colonización de la ciudad de La Plata (Bucher y Aramburú 2014). Las especies de *Eucalyptus* (en particular *Eucalyptus globulus* Labill) fueron introducidas en Argentina en 1857 por D. F. Sarmiento (Cozzo 1955). Los primeros ejemplares de estos árboles crecieron en el vivero de la Estancia San Juan- Pereyra Iraola, a cargo del paisajista belga Carlos Vereecke, aproximadamente en 1860. Se da inicio así a los bosques de eucaliptos de los actuales Parque Provincial Pereyra Iraola y el Paseo del Bosque en la ciudad de La Plata (áreas originalmente pertenecientes a la mencionada estancia) y que son, por lo tanto, los más antiguos de la provincia. Poco tiempo después, los eucaliptos se volvieron muy populares como cortinas rompeviento y para proporcionar sombra en estancias de la provincia de Buenos Aires, donde se utilizó también en ciudades y pueblos como especie ornamental (Morosi et al. 1995).

Desarrollo metodológico

Entre los años 2008 y 2016 realizamos un relevamiento de nidos de *M. monachus* en arboledas localizadas dentro del casco urbano para describir las características de los árboles seleccionados para nidificar. Muestreamos todas las arboledas en áreas de 1 ha o más emplazadas dentro del casco urbano, incluyendo plazas, parques y circunvalación (Fig. 1). En cada

arboleda identificamos visualmente aquellos árboles que portaban nidos y determinamos la especie y el diámetro a la altura del pecho (DAP, con una precisión de 1 cm). Luego tomamos las mismas medidas en los árboles de la misma especie sin nido más cercanos a cada árbol con nido (i.e., árboles potenciales de alojar un nido). Para determinar patrones de selección de árboles para nidificación en función del tamaño de los mismos, realizamos un test Student-t para evaluar diferencias entre las medias de DAP entre árboles con nidos y árboles más cercanos sin nidos. A su vez determinamos si existía alguna relación entre la cantidad de nidos y la densidad de árboles en las áreas arboladas con un test de correlación de Spearman's D para datos no paramétricos.

Para determinar la cantidad y características de los nidos, registramos el número de nidos por árbol. Luego realizamos un test de correlación de Pearson para evaluar la existencia de correlación entre el DAP y el número de nidos por árbol. Para cada nido se contó además, la cantidad de cámaras y la actividad de las cotorras en el momento de la visita (entrada, salida o permanencia visible en el interior de las cámaras).

Para describir la ubicación de los nidos en relación a la estructura de los árboles, registramos la ubicación sobre ramas primarias, secundarias, terciarias o cuaternarias. Determinamos la localización de cada nido en una rama dividiendo las ramas en tercios, siendo el primer tercio el más cercano al tronco y el tercero el más alejado (Holmes 1981). Utilizamos un test de chi cuadrado para comparar las proporciones observadas de uso de cada ubicación con las esperadas.

Para estimar la densidad de nidos en todo el casco urbano de la ciudad, calculamos el número de nidos por hectárea, así como el porcentaje de nidos en árboles en todo el casco urbano. Para evaluar las tendencias en el número de nidos entre 2008 y 2016, combinamos nuestros datos con los datos disponibles de trabajos previos en parques urbanos de la ciudad de La Plata (Volpe y Aramburú 2011). Identificamos dos sitios (Parque Alberti 34°55'19.82" S, 57°58'51.73" W y Circunvalación 34°54'54.63" S, 57°55'17.37" W) que fueron muestreados por Volpe y Aramburú (2011) en 2008, y nuevamente muestreados en este trabajo. Utilizamos una prueba de Kruskal-Wallis comparando los valores medios de los muestreos realizados

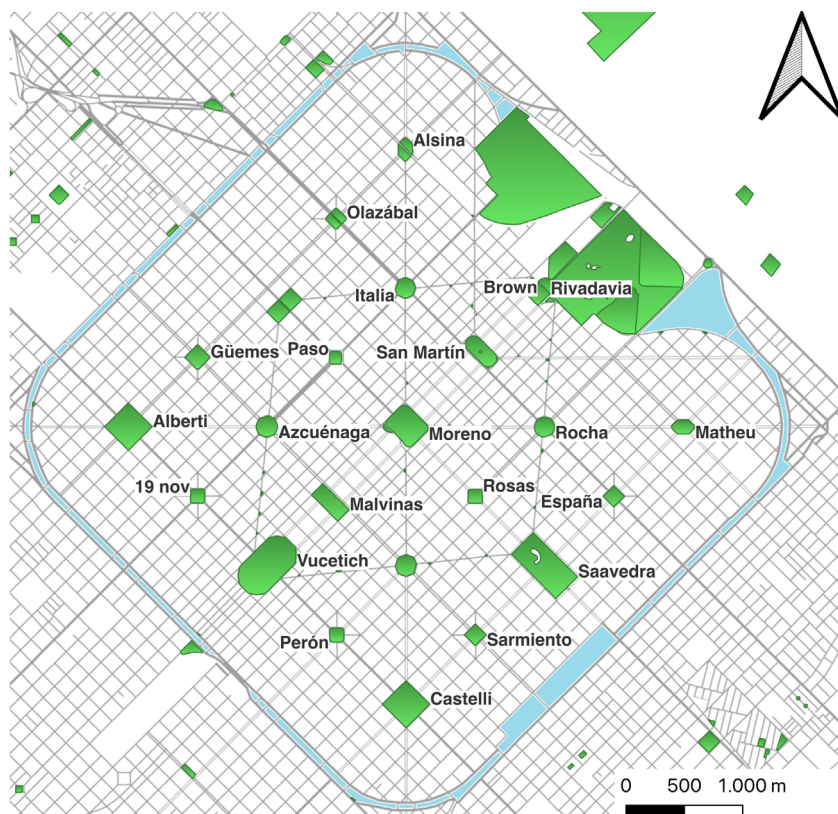


Figura 1. Ubicación de las plazas y parques (verde) y Circunvalación (celeste) muestreados en el plano de la ciudad de La Plata, provincia de Buenos Aires, Argentina (34°55'S, 57°57'O).

en Parque Alberti y Circunvalación durante los años 2008, 2012 y 2016. Asumimos que la actividad promedio de nidos en cada período (nidos ocupados vs. nidos vacíos) fue similar.

Todos los tests estadísticos fueron realizados para un valor de $P<0.05$. Los datos se expresan como promedio $\pm$ desvío estándar (DE).

RESULTADOS

Registramos nidos en 288 árboles, de los cuales el 89% fueron eucaliptos *Eucalyptus* sp.; el 10% fueron araucarias *Araucaria angustifolia* y el 1% restante, pinos *Pinus* sp. y plátanos *Platanus* sp. en proporciones similares (0.5% cada uno). En promedio, el DAP de los árboles con nidos fue de 88.6 ± 32.7 (tomados sobre $n=84$) mientras que el de los árboles más cercanos de la misma especie y sin nidos fue de 70.1 ± 33.8 ($n=84$). La media del tamaño de los árboles fue significativamente mayor en árboles con nidos que sin nidos (Student- $t=3.59$, $P<0.05$, $df=83$). El test de Spearman's D indicó que no existe correlación entre la cantidad de nidos y la densidad de árboles ($D=1205.5$; $P=0.58$, $df=23$).

El total de nidos comunales fue de 671. Contamos un total de 582 nidos en el soporte más utilizado -el eucalipto- con un promedio de 2.3 ± 1.8 nidos/árbol con nido ($n=258$) y un máximo de 12 nidos comunales en un mismo árbol. En 48% de los casos, los árboles con nido presentaron un solo nido comunal, en 22% de los casos presentaron dos nidos comunales y el porcentaje desciende para números mayores. En araucarias, contamos un total de 85 nidos, con un promedio de 3.1 ± 2.4 nidos/árbol con nido ($n=28$) y un máximo de 9 nidos comunales en un mismo árbol. No fue posible contar las cámaras en la mayoría de estos nidos, debido a falta de visibilidad por el follaje particular de las araucarias. El único pino con nidos tenía tres nidos comunales (con una, dos y cinco cámaras

cada uno) mientras que el plátano sólo uno (con dos cámaras). El valor de correlación entre el DAP y el número de nidos fue positiva y significativamente diferente de cero ($r=0.21$, $P<0.01$).

En 590 nidos (88%) fue posible contar el número de cámaras, el cual ascendió a 1344 (un cálculo conservador llevaría el número de cámaras a 1425, considerando que cada nido que no fue posible visualizar con precisión, tiene al menos una cámara). Cada nido tuvo en promedio 2.3 ± 1.4 cámaras de entrada, con un registro máximo de 9 cámaras/nido. La mayoría de los nidos tuvieron solo una cámara (37%) y la frecuencia de nidos con dos o más cámaras fue sucesivamente descendente: dos (31%), tres (15%), cuatro (9%), cinco (5%), seis (2%) y siete o más (1%) cámaras. En el 40% de las cámaras registramos actividad en el momento de la visita.

De 562 nidos donde se registró el tipo de rama, el 43% estaba localizado en ramas primarias y este valor fue disminuyendo gradualmente en ramas secundarias (35%), terciarias (19%) y cuaternarias (3%). Con respecto al tercio de rama utilizado, el 44% de los nidos se ubicó en el primer tercio, el 16% en el segundo tercio y el 40% en el tercio distal de la rama. Comparaciones de Chi cuadrado entre las proporciones observadas, mostraron diferencias significativas para ubicación en tipo de rama ($X^2=23.2$; $df=3$; $P<0.001$) pero no para tercio de rama ($X^2=2.1$, $df=2$, $P=0.34$).

En dos sitios (Parque Alberti y Circunvalación), registramos el incremento en el número de nidos promedio por árbol con nido (nidos/árbol con nido), el número de nidos (N° nidos) y el número de cámaras total (N° cámaras). El promedio de cámaras (cámaras/nido) se incrementó en Parque Alberti y se mantuvo estable en Circunvalación (Tabla 1). Comparando entre años, se observa una aparente tendencia a disminuir el porcentaje de nidos con una sola cámara (Fig. 2).

Tabla 1. Número de nidos promedio por árbol con nido (nidos/árbol), el porcentaje de árboles con nido, el número de nidos y de cámaras y el promedio de cámaras (cámaras/nido) para los años 2008, 2012 y 2016 en Parque Alberti y Circunvalación de la ciudad de La Plata, provincia de Buenos Aires, Argentina.

	Parque Alberti			Circunvalación		
	2008	2012	2016	2008	2012	2016
Nidos por árbol	1.7	1.8	2.3	1.5	2.4	2.5
% de árboles con nido	12	28	23	20	37	39
N° nidos / N° Cámaras	29 / 45	71 / 137	74 / 163	13 / 27	40 / 87	45 / 99
Cámaras/nido $\pm$ DE	1.6 ± 1.4	1.9 ± 1.0	2.2 ± 1.5	2.2 ± 1.8	2.2 ± 1.2	2.2 ± 1.1

DISCUSIÓN

Nuestro estudio revela que en los parques urbanos del casco de la ciudad de La Plata, *M. monachus* utiliza mayoritariamente dos especies de árboles para ubicar sus nidos: eucaliptos y araucarias. Ambas especies fueron reportadas previamente como utilizadas para nidificar por *M. monachus* (Romero et al. 2015). La mayor parte de los nidos dentro del casco de la ciudad estaban contruidos en araucarias, mientras que sobre la Circunvalación predominaron los nidos en eucaliptos.

Varias especies de árboles que fueron señaladas en otras ciudades como portadoras de nidos no se encontraron aún ocupadas en La Plata. En este sentido mencionamos cedros (*Cedrus* sp.) y palmeras arborescentes de diversos genera (*Phoenix* sp., *Syagrus* sp., *Butia* sp., *Washingtonia* sp., *Trachycarpus* sp.). Merece una especial atención el plátano, un árbol muy abundante en las calles de la ciudad. Hasta el momento sólo se detectó un nido, pero en Madrid y Barcelona los plátanos son usados corrientemente para nidificar y con tendencia al aumento (Rodríguez-Pastor et al. 2012). En Madrid (Carrasco Núñez 2014) el 80% de los nidos están contruidos en *Cedrus* sp. y en la ciudad de Buenos Aires también se encontraron en un porcentaje elevado (40%, Romero et al. 2015). En ciertas áreas también se encontraron nidos en palmeras, principalmente *Phoenix* sp, como en la ciudad de Cádiz donde alcanza el 57% de los nidos registrados (Barrena y Jiménez-Cintado 2014).

El tamaño de los árboles y el grado de soporte que ofrecen suelen estar asociados a la ubicación de nidos. El tamaño (medido como el diámetro a la altura del pecho) fue significativamente mayor en aquellos

que portaban nidos, del mismo modo que se vio en otros trabajos (Sol et al. 1997, Burger y Gochfeld 2009, Carrasco Núñez 2014, Di Santo et al. 2017). Esto probablemente tenga relación no sólo con una mayor altura, sino también con el grado de soporte que ofrecen los árboles de mayor porte. Esto explicaría también el hecho de que la mayoría de los nidos se observaron sobre ramas primarias y ocupando el primer tercio de rama. En cuanto a la progresión en el número de nidos y cámaras en los dos sitios de seguimiento, observamos que aumentó en el período 2008-2016. En términos generales, los nidos triplicaron su número (2.8 veces más nidos en 2016 que en 2008) y las cámaras se cuadruplicaron (3.6 veces más cámaras en 2016 que en 2008). Observamos que con el paso del tiempo, las cotorras aumentaron el número de cámaras en lugar de construir nidos nuevos, y esto puede observarse en la aparente disminución relativa de nidos con una cámara y el aparente aumento relativo de nidos con dos o más cámaras. Posiblemente esta tendencia continúe hasta que la estructura y tamaño del nido lo permitan y/o hasta que los individuos dispersen y colonicen nuevos árboles del lugar, u otras arboledas cercanas donde puedan construir nidos (Burger y Gochfeld 2009).

Las cotorras han mostrado su capacidad para explorar nuevos sustratos de nidificación en diversas ciudades del mundo. A fines de prevenir que se extienda la nidificación de cotorras en parques urbanos de La Plata, proponemos que se realice el monitoreo de las especies de árboles ya utilizadas pero también de las mencionadas especies potenciales, que suman más de 700 ejemplares en esas áreas verdes (Marquina y Astudillo Landa 1996). Dada la problemática de las cotorras, que incluye el riesgo de caída de nidos voluminosos (Volpe y Aramburú 2011, Aramburú et al. 2018), se necesita seguir evaluando qué variables influyen en la ocupación de estos espacios, a los fines de predecir y por ende monitorear su presencia en sitios urbanos.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- ARAMBURÚ RM, ARIAS J, CREGO A Y BERKUNSKY I (2018) Ocupación de torres de iluminación por la cotorra (*Myiopsitta monachus*) en la ciudad de La Plata, Argentina. *El Hornero* 33:59–62
- AVERY ML, LINDSAY JR, NEWMAN JR, PRUETT-JONES S Y TILLMAN EA (2006) Reducing Monk Parakeet impacts to electric utilities in South Florida. *Advances in Vertebrate Pest Management* 4:125–136
- BARRENA P Y JIMÉNEZ-CINTADO M (2014) Estima de la abundancia de la población reproductora de la cotorra argentina *Myiopsitta monachus* en la ciudad de Cádiz. *Revista de la Sociedad Gaditana de Historia Natural* 8:1–4

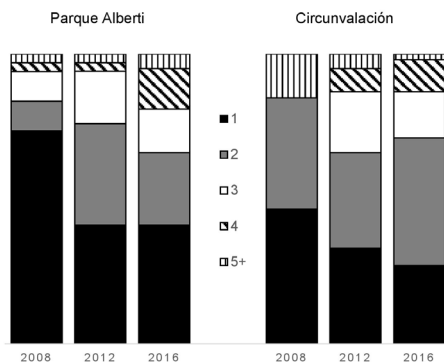


Figura 2. Distribución porcentual del número de cámaras por nido (1, 2, 3, 4 y 5) en la cotorra *Myiopsitta monachus* para dos sitios de referencia (Parque Alberti y Circunvalación) y en tres años (2008, 2012 y 2016) en la ciudad de La Plata, provincia de Buenos Aires, Argentina.

- BUCHER EH (2021) Management of human-parrot conflicts: The South American Experience. Pp. 123–132 en: PRUETT-JONES S (ed) *Naturalized Parrots of the World: Distribution, Ecology, and Impacts of the World's Most Colorful Colonizers*. Princeton University Press USA
- BUCHER EH Y ARAMBURÚ RM (2014) Land use changes and monk parakeet expansion in the Pampas grasslands of Argentina. *Journal of Biogeography* 41:1160–1170. <https://doi.org/10.1111/jbi.12282>
- BUCHER EH Y MARTIN LF (1987) Los nidos de cotorras (*Myiopsitta monachus*) como causa de problemas en líneas de transmisión eléctrica. *Vida Silvestre Neotropical* 1:50–51
- BURGER J Y GOCHFELD M (2009) Exotic Monk Parakeets (*Myiopsitta monachus*) in New Jersey: nest site selection, rebuilding following removal, and their urban wildlife appeal. *Urban Ecosystems* 12:185–196. <https://doi.org/10.1007/s11252-009-0094-y>
- BURGIO KR, RUBEGA MA Y SUSTAITA D (2014) Nest-building behavior of Monk Parakeets and insights into potential mechanisms for reducing damage to utility poles. *PeerJ* 2:e601. <http://doi.org/10.7717/peerj.601>
- CALZADA PRESTON CE Y PRUETT-JONES S (2021) The number and distribution of introduced and naturalized parrots. *Diversity* 13:1–12. <https://doi.org/10.3390/d13090412>
- CALZADA PRESTON CE, PRUETT-JONES S Y EBERHARD J (2021) Monk parakeets as a globally naturalized species. Pp. 173–192 en: PRUETT-JONES S (ed) *Naturalized Parrots of the World: Distribution, Ecology, and Impacts of the World's Most Colorful Colonizers*. Princeton University Press USA
- CANAVELLI SB, ARAMBURÚ RM Y ZACCAGNINI ME (2012) Aspectos a considerar para disminuir los conflictos originados por los daños de la Cotorra (*Myiopsitta monachus*) en cultivos agrícolas. *El Hornero* 27:89–101
- CARRASCO NÚÑEZ E (2014) Selección de lugares de nidificación por la cotorra argentina (*Myiopsitta monachus*) en los parques y jardines de la ciudad de Madrid. Tesis de Magister, Universidades Autónoma y Complutense de Madrid, Madrid
- COZZO D (1955) *Eucaliptus y eucaliptotecnia*. El Ateneo, Buenos Aires
- CROWLEY S (2021) Dimensions of naturalized parrots. Pp. 41–53 en: PRUETT-JONES S (ed) *Naturalized Parrots of the World: Distribution, Ecology, and Impacts of the World's Most Colorful Colonizers*. Princeton University Press USA
- DAWSON PELL FSE, SENAR JC Y HATCHWELL BJ (2023) Heterospecific nest material kleptoparasitism: observations of Grey Herons, *Ardea cinerea*, removing material from the nests of Monk Parakeets, *Myiopsitta monachus*. *Arxius de miscellània zoològica* 21:13–17. <https://doi.org/10.32800/amz.2023.21.0013>
- DI SANTO M, BOLOGNA MA Y BATTISTI C (2017) Nest tree selection in a crowded introduced population of Monk Parakeet (*Myiopsitta monachus*) in Rome (central Italy): evidence for selectivity. *Zoology & Ecology* 27:1–6. <https://doi.org/10.1080/21658005.2017.1366293>
- HERNÁNDEZ-BRITO D, CARRETE M Y TELLA JL (2022). Annual censuses and citizen science data show rapid population increases and range expansion of invasive rose-ringed and monk parakeets in Seville, Spain. *Animals* 12:677. <https://doi.org/10.3390/ani12060677>
- HOLMES RT (1981). Theoretical aspects of habitat use by birds. The Use of Multivariate Statistics in Studies of Wildlife Habitat. US Forest Service, General Technical Report RM-87:33–37
- MARQUINA J Y ASTUDILLO LANDA E (1996) Árboles de la ciudad de La Plata, II Parte. Municipalidad de La Plata
- MINOR ES, APPELT CW, GRABINER S, WARD L, MORENO A Y PRUETT-JONES S (2012) Distribution of exotic monk parakeets across an urban landscape. *Urban Ecosystems* 15:979–991. <https://doi.org/10.1007/s11252-012-0249-0>
- MOROSI JA, AMARILLA B, VITALONE C, CONTIN MA, DELGADO A, VÁSQUEZ V, COLETTI R, STORNINI A Y MOLINARI G (1995) *Parque Provincial Pereyra Iraola. Una introducción a la conservación y refuncionalización de su patrimonio*. Laboratorio de Investigaciones del Territorio y el Ambiente (LINTA), Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires, La Plata
- MUÑOZ AR Y REAL R (2006) Assessing the potential range expansion of the exotic Monk parakeet in Spain. *Diversity and Distributions* 12:656–665. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2006.00272.x>
- RODRÍGUEZ-PASTOR R, SENAR J, ORTEGA-SEGALERVA A, FAUS JM, URIBE F Y MONTALVO T (2012) Distribution patterns of invasive Monk parakeets (*Myiopsitta monachus*) in an urban habitat. *Animal Biodiversity and Conservation* 35:107–117
- ROMERO I, CODESIDO M Y BILENCA D (2015) Nest Building by Monk Parakeets *Myiopsitta monachus* in Urban Parks in Buenos Aires, Argentina: Are Tree Species Used Randomly? *Ardeola* 62:323–333. <http://dx.doi.org/10.13157/arla.62.2.2015.323>
- SENAR JC, CONROY M Y MONTALVO T (2021) Decision-making models and management of the Monk Parakeet. Pp. 102–122 en: PRUETT-JONES S (ed) *Naturalized Parrots of the World: Distribution, Ecology, and Impacts of the World's Most Colorful Colonizers*. Princeton University Press USA
- SOL D, SANTOS DM, FERIA E Y CLAVELL J (1997) Habitat selection by the Monk Parakeet *Myiopsitta monachus* during the colonization of a new area. *The Condor* 99:39–46. <https://doi.org/10.2307/1370222>
- STRUBBED Y MATTHYSEN E (2009) Establishment success of invasive ring-necked and monk parakeets in Europe. *Journal of Biogeography* 36:2264–2278. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2009.02177.x>
- VOLPE N Y ARAMBURÚ RM (2011) Preferencias de nidificación de la Cotorra Argentina (*Myiopsitta monachus*) en un área urbana de Argentina. *Orniología Neotropical* 22:111–119

HABITAT AND SPECIES SEGREGATION OF STRIGIFORMES IN THE BRAZILIAN ATLANTIC FOREST

HÁBITAT Y SEGREGACIÓN DE ESPECIES DE STRIGIFORMES EN EL BOSQUE ATLÁNTICO BRASILEÑO

Rafael Martos-Martins^{1*} & Reginaldo José Donatelli²

¹São Paulo State University (UNESP), Post-graduate Program in Zoology, Bioscience Institute, Botucatu, São Paulo, Brazil

²São Paulo State University (UNESP), Biological Sciences Department, School of Sciences, Bauru, São Paulo, Brazil

*rafael.martos@yahoo.com.br

ABSTRACT: The order Strigiformes contains approximately 250 owl species distributed worldwide, and the majority of them live in forests. Although basic information is available on many owls, few have been studied in-depth; consequently, little is known about the role of vegetation in their lives. This study aimed to investigate Strigiformes in a fragment of the Atlantic Forest using point count surveys conducted from January 2018 to December 2019. Twelve points were sampled for 30 min/month, totaling 144 h. Data on vegetation structure were collected for analysis. The numbers of individuals and species were then estimated. Twenty-six individuals of four species were recorded: 12 *Strix virgata*, 6 *Pulsatrix koeniswaldiana*, 5 *Megascops atricapilla*, and 3 *Megascops choliba*. *Strix virgata* was associated with sites with typical mature forest characteristics, although it tolerated variation in some parameters (e.g., average canopy height). *Pulsatrix koeniswaldiana* was a generalist in terms of habitat characteristics, even when using edge areas. *Megascops choliba* was scarce within the sampled area and seemed to avoid mature forest. *Megascops atricapilla* occurred from sites with a lower canopy to more mature forest areas. Altogether, this study highlighted the importance of conserving forest fragments in the Atlantic Forest, which harbors considerable biodiversity, especially of owls.

KEYWORDS: *biodiversity conservation, birds, Brazilian Atlantic rainforest, species segregation*

RESUMEN: El Orden Strigiformes contiene aproximadamente 250 especies de búhos distribuidas en el mundo, y la mayoría viven en bosques. Aunque se dispone de información básica sobre muchos búhos, pocos han sido estudiados en profundidad; en consecuencia, se sabe poco sobre el papel que juega la vegetación en sus vidas. Este estudio tuvo como objetivo investigar las especies de Strigiformes en un fragmento de la Mata Atlántica. Los recuentos de puntos se realizaron desde enero de 2018 hasta diciembre de 2019; se muestrearon doce puntos durante 30 min/mes, totalizando 144 h. Se recopilaban datos sobre la estructura de la vegetación para su análisis. Luego se estimó el número y las especies presentes. Se registraron 26 individuos de 4 especies: 12 *Strix virgata*, 6 *Pulsatrix koeniswaldiana*, 5 *Megascops atricapilla* y 3 *Megascops choliba*. *Strix virgata* se asoció a sitios de características típicas de bosques maduros, aunque tuvo tolerancia en la variación de algunos parámetros (p. ej., altura media del dosel). *Pulsatrix koeniswaldiana* fue generalista en las características del hábitat, incluso cuando utilizó áreas de borde. *Megascops choliba* fue escaso dentro del área de muestreo y pareció evitar el bosque maduro. *Megascops atricapilla* se asoció desde sitios con un dosel más bajo hasta áreas de bosques más maduros. En conjunto, este estudio destacó la importancia de conservar fragmentos de bosque en el Bosque Atlántico, que alberga una biodiversidad considerable, especialmente de búhos.

PALABRAS CLAVE: *aves, conservación de la biodiversidad, segregación de especies, selva tropical atlántica brasileña*

The Order Strigiformes is comprised of approximately 250 species distributed worldwide (König and Weick 2008, Gill et al. 2022). Approximately 95% of Strigiformes live in forests (König and Weick 2008). In addition, approximately 80% of the world's Strigiformes can be found in the tropics (Marks et al. 1999); Brazil is home to 26 owl species (Pacheco et al. 2021). Strigiformes are bioindicators of environmental quality, and their conservation, along with forest fragments, is necessary to maintain the biodiversity of tropical forests (Terborgh 1992, Motta-Junior et al. 2004). Although knowledge about Neotropical owls has advanced in recent decades (Esclarski et al. 2011, Fink et al. 2012, Menq and Anjos 2015, Enriquez 2017, Claudino et al. 2018), studies that analyze the owl community, especially in forest environments, are still important.

The Atlantic Forest, in Brazil, is a global hotspot and one of the most threatened areas on the planet (Fundação SOS Mata Atlântica 2022). The original cover was of 1 309 736 km², today only 12.4% of its area remain in many fragments (most of them < 50 hectares) (Fundação SOS Mata Atlântica 2022). Among the 1971 bird species native to Brazil (Pacheco et al. 2021), approximately 992 are found in the Atlantic Forest (Pinto et al. 2012, Fundação SOS Mata Atlântica 2022). The majority of Strigiformes species occur in this biome, with a few species exclusive to the Amazon region and others associated with non-forest environments (Sick 1997). However, little is known about which vegetation components influence the occurrence of Strigiformes in this forest (Amaral 2007, Motta-Junior and Braga 2012).

The aim of this study was to survey the Strigiformes inhabiting a fragment of seasonal semi-deciduous forest (the Atlantic Forest in the interior of the State of São Paulo) and to describe the characteristics of the vegetation structure associated with each species and report, if it occurs, a possible segregation between the sampled species.

METHODS

Study area

This study was conducted in the State of São Paulo, Brazil, at the Caetetus Ecological Station (EECa) (22°20'S and 22°30'S, 49°40'W and 49°45'W), which has an area of 2179 ha (Tabanez et al. 2005) (Fig. 1A and B). Forest formation at the EECa is characterized as seasonal semi-deciduous (IBGE 1988). The climate of the region is mesothermic with dry winters, the dry

season extends from April to September, and the rainy season from October to March (Tabanez et al. 2005). Around the station there are plantations of different crops (e.g., coffee, soy, sorghum and eucalyptus), which alternate during the year.

Survey of Strigiformes

Strigiformes were monthly sampled between January 2018 and December 2019 using point count methodology associated with the playback technique (Fuller and Mosher 1987, Mosher et al. 1990, Bibby et al. 1992, Andersen 2008). Twelve points, each 800 m apart, were selected (Fig. 1C). The points were demarcated on pre-existing trails: 9 points on the 8 km-long Jeep trail, 2 on the 2 km-long Lake trail, and 1 on the access trail to the Jeep and Lake trails. Each point was sampled in randomly order for 30 min each month. Monthly samplings were made, whenever possible, on two consecutive nights with a crescent or full moon, always starting after sunset and lasting 3 h, with six points sampled each night, totaling 144 h in the two years of sampling (6h / point / year).

Vocalizations (typical call and song obtained from sound data-base WikiAves 2022) of owl species that can occur at the site were emitted, using a 5W portable speaker, at each sampling point to maximize detection. The list of species that can occur in the study area was based on distribution maps (Sick

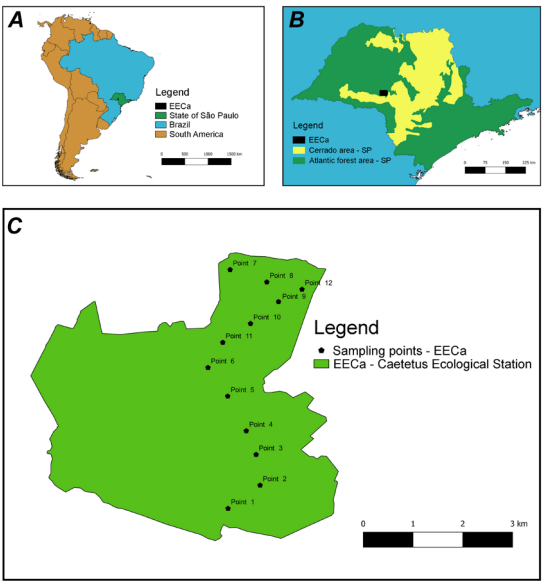


Figure 1. A) Map of South America, highlighting Brazil and the State of São Paulo; B) Location of the Caetetus Ecological Station in the State of São Paulo, Brazil; and C) Map of Caetetus Ecological Station and the distribution of selected sampling points.

1997, König and Weick 2008) and records from citizen science data (WikiAves 2022). To avoid inhibiting the smaller species, vocalizations were emitted in the order of species with the lowest body mass to the highest (Mosher et al. 1990). The order of emission of the vocalizations includes *Glaucidium brasilianum*, *Aegolius harrisii*, *Megascops choliba*, *Megascops atricapilla*, *Strix virgata*, *Strix hylophila*, *Strix huhula*, *Asio stygius*, *Asio clamator*, *Pulsatrix koenisiwaldiana*, *Pulsatrix perspicillata*, and *Bubo virginianus*.

After each playback (1 minute), we waited for 1.5 minutes for each owl species, thus respecting a probable period of lethargy (Mosher et al. 1990), after, we emitted the next owl species playback. For the record of species occurrence, at each point, spontaneous and in response to playback (response to the species' own vocalization or of other species) auditory contacts and visual contacts were considered.

Evaluation of habitat vegetation structure

During 2019, the 12 sampling points were evaluated to describe habitat use. At each point, two 10 × 10 m plots (Durigan 2003) were demarcated, one on each side of the trail, totaling 200 m² area at each sampling point for analysis.

The Amaral (2007) and Menq and Anjos (2015) same parameters were utilized to analyze vegetation structure components: 1) average canopy height (ACH) - in meters – using Ribeiro (2011) formula; 2) number of trees with cavities (CAV); 3) fallen trees (FT); 4) presence of clearing (CLE); 5) presence of climbing plants (CLI); 6) presence of shrubs (SHR); and 7) presence of leaf litter (LIT). The last four variables were visually classified as absent, present in up to 10%, or present in more than 10% of the area. Individual trees were classified by perimeter at chest

height (PER): 50–90 cm (PER1), 91–150 cm (PER2), 151–210 cm (PER3), and > 210 cm (PER4). Finally, to reduce bias the same researchers (Martos-Martins) obtained all parameters.

Analyses of owl surveys

We listed the species at each point and overall. As Strigiformes are territorial, we considered that the contacts made at the same point during the sampling period were with the same individuals (Bibby et al. 1992, Marks et al. 1999). Therefore, we only identified more than one owl per sampling point when two or more individuals were recorded simultaneously. The species accumulation curve was created using the non-parametric Jackknife 1 richness estimator to assess whether the sampling effort was satisfactory, using the EstimateS (Colwell 2009) and R Core Team (2019) programs with the ‘vegan’ package (Oksanen et al. 2011).

The frequency of occurrence (FO) [(n / N) * 100, where n = the number of months where the species was recorded and N = Total months of sampling (24)] of each species was analyzed using data from the point count. The index calculation followed Vielliard and Silva (1990). Species with a FO of 0.1–24.9% were classified as rare (R), 25–49.9% as uncommon (UN), 50–74.9% as common (C), and 75–100% as very common (VC).

Analysis of vegetation structure and distribution patterns of Strigiformes

Canonical Correspondence Analysis (Ter Braak 1986) (CCA) using the “vegan” package of R program (Oksanen et al. 2011) was performed to determine whether the selected vegetation structure variables influenced the occurrence of Strigiformes. Vegetation

Table 1. Strigiformes of Caetetus Ecological Station: popular names, number of contacts, F.O% - frequency of occurrence; Status: R - rare, UN - uncommon, C - common, and VC - very common, and Location: sampling points where the species was recorded.

Species	Popular name	Contacts	FO%	Status	Location
Strigiformes					
Strigidae					
<i>Megascops choliba</i>	Tropical Screech Owl	6	20.83%	R	7, 11, 12
<i>Megascops atricapilla</i>	Black-capped Screech Owl	8	16.67%	R	1, 2, 3, 5, 6
<i>Pulsatrix koenisiwaldiana</i>	Tawny-browed Owl	33	66.67%	C	3, 4, 5, 6, 7, 11
<i>Strix virgata</i>	Mottled Owl	57	95.83%	VC	1, 2, 3, 7, 8, 9, 10, 12

structure components and presence or absence of Strigiformes species data, at each point, were used for this analysis.

Composition of species and potential segregation

After finishing owl sampling, the data was analyzed to verify possible segregation in the distribution of species at the sampling points. For this analysis we consider that some species, due to their size, exercise dominance in this competition, when two or more occur in the same sampling point (territory). We define the dominant species territory as where a larger species (*P. koenigswaldiana* or *S. virgata*) was recorded alone or associated with another smaller species (*Megascops*).

RESULTS

Owl surveys

Four Strigiformes species were recorded during 24 months of sampling. A total of 104 contacts were made (Table 1), of which 57 were with *Strix virgata* (54.81%), 33 (31.73%) with *Pulsatrix koenigswaldiana*, 8 (7.7%) with *Megascops atricapilla*, and 6 (5.76%) with *Megascops choliba*.

A total of 26 individuals of 4 species, including *Strix virgata* (n=12), *Pulsatrix koenigswaldiana* (n=6), *Megascops atricapilla* (n=5), and *Megascops choliba* (n=3) were registered in the sample area. The species accumulation curve and Jackknife 1 richness estimator indicated that the sampling effort was sufficient to capture the species that occurred in the study area. The curve peaked in the 17th sampling and then stabilized (Fig. 2).

Analysis of vegetation structure and owl occurrence

CCA results show that the 18 environmental variables selected explain 92% variation in species composition at the sampling points (Fig. 3). The environmental variables most associated with owl presence were the measures of ACH (15.14, 19.04, 19.46, 19.54, 20.04, 20.74, 22.88, 23.88, and 24.58 m), CAV, FT, CLE (absent and up to 10%), CLI (absent and up to 10%), SHR (up to 10%), PER1 and PER2.

The analysis suggests that *Megascops choliba* associates with sites with an ACH between 19.04 and 20.04 m, CLI absent or covering up to 10% of the area, CLE absent or covering up to 10% of the area, and at least one FT. *Megascops atricapilla* associates with sites with an ACH between 15.14 and 24.58 m, SHR in up to 10% of the area, and sites with trees with a PER1. *Strix vir-*

gata associates with sites with an ACH between 15.14 and 23.88 m, CAV, trees with a PER2, and CLI absent or in up to 10% of the area. *Pulsatrix koenigswaldiana* associates with sites with an ACH between 19.04 and 22.88 m, trees with PER1, CLE absent or up to 10% of the area, and FT.

Composition of species and potential segregation

Of the 12 sampling points, the dominant species *Strix virgata* and *Pulsatrix koenigswaldiana* were recorded, occurring at the same point, at only two (in point 3 and 7, only on one occasion in each), never together. These records were likely of individuals moving through the territory of the other species.

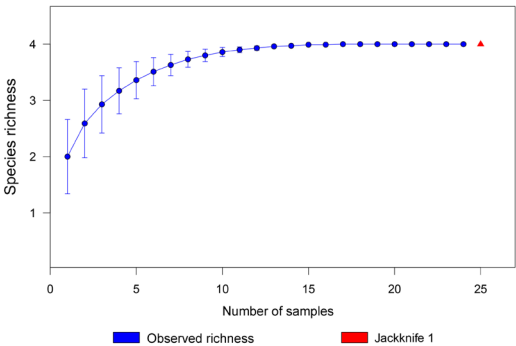


Figure 2. Species accumulation curve, randomized 1000 times and the non-parametric Jackknife 1 estimator of the Strigiformes species sampled in the Caetetus Ecological Station.

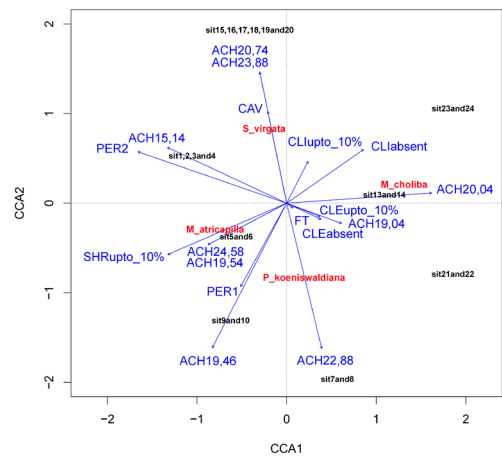


Figure 3. Canonical Correspondence Analysis (CCA) results showing the relationship between the recorded owl species and vegetation parameters in the Caetetus Ecological Station. Owls: *M. choliba* – *Megascops choliba*; *M. atricapilla* – *Megascops atricapilla*; *P. koenigswaldiana* – *Pulsatrix koenigswaldiana*, and *S. virgata* – *Strix virgata*. Vegetation variables: ACH - average canopy height; CAV - trees with cavity; FT - fallen trees; CLE - presence of climbing plants; SHR - presence of shrubs and PER - perimeter at chest height of trees. The CCA1 axis represents 44.74% of this variation, while the CCA2 axis represents 42.56%.

Megascops species occurred at lower densities and were found in the dominant species territory. Despite the risk of being preyed upon by larger owls, competition between them may have been reduced, because *Megascops* owls occupy a mid-height and closer to ground forest part, while larger species tended to be close to the canopy. *Megascops* species were not found at the same sampling point.

DISCUSSION

Owl survey

The species registered might appear low considering EECA is one of the largest forest remnants in the interior of the State of São Paulo. However, according to Gutiérrez et al. (2007) in a literature review, most owl assemblages contain 3 to 4 species. However, in neotropical forests, such as EECA, assemblages of 5 and 6 owl species can be found (Gutiérrez et al. 2007). In our study, the lower number of species may be related to the non-sampling of bordering and adjacent areas, this is because in bordering areas species that inhabit open, transitional and other phytophysiological areas can be recorded.

Among the recorded species, *M. atricapilla*, *S. virgata*, and *P. koenigswaldiana* are forest species and have some degree of sensitivity to human disturbances (Stotz et al. 1996, Sick 1997), while *M. choliba* are habitat generalist (Sick 1997). Studies on Strigiformes in South America, especially in Brazil, are scarce (but see, Borges et al. 2004, Amaral 2007, Zorzin et al. 2008, Esclarski et al. 2011, Fink et al. 2012, Menq and Delariva 2015, Menq and Anjos 2015, Claudino et al. 2018). Results of these studies are similar to ours in relation to owls that occur in inner forest areas. However, these studies were sampled in bordering and adjacent areas, which maximizes the chance of registering species that use other types of habitats, making these studies incomparable to ours.

Analysis of vegetation structure and owl occurrence

The results of our CCA showed that vegetation structure is an influential factor for owl occurrence. Thus, the vegetation structure is assumed to be a good indicator of where Strigiformes species use the resources present in their habitat (Block and Brennan 1993). Several components of vegetation structure have been shown to influence the occurrence of Strigiformes; for example, the study by Menq and Anjos (2015), shows similar results with this study, where

owl species are associated with mature vegetation (high level of development) sites. These sites have structures that provide the owls with shelter and nesting sites such as cavities (Menq and Anjos 2015), and possibly a greater prey abundance. Smaller species such as *Megascops* have greater plasticity in terms of habitat, and *M. choliba* is associated with gaps or edge areas (Menq and Anjos 2015).

We found that *S. virgata* is associated with sites with characteristics of mature forests, although the results indicate a tolerance regarding the ACH and PER. *Strix virgata* inhabits forest interiors, is abundant in Neotropical forests and is tolerant of deforestation (Gerhardt et al. 1994, König and Weick 2008, Zorzin et al. 2008). This species requires natural cavities for reproduction (Gerhardt 2004). It is important to note that a nestling owl was recorded at point 9 in January 2018. Although the nest was not located, this finding confirms that the species reproduces at this site. The species has a home range with a radius of approximately 260 m (Gerhardt et al. 1994), allows us to infer, as well as for each recorded species, that the records at different points, separated by 800 m, are different individuals.

Pulsatrix koenigswaldiana is a typical forest species that can also occur in degraded and marginal forests (König and Weick 2008, Zorzin et al. 2008), and, in this study, is generalist in terms of the characteristics of the habitat, tolerating immature forest (intermediate level of development) areas and even using edge areas (personal observation, outside the sampling period).

The analysis showed that *M. choliba* individuals were scarce within the EECA, as there were few contacts with the species. *Megascops choliba* seemed to avoid areas with a higher canopy, characteristic of mature forests, being distributed at points closer to the edges or at sites where the trail is wide. These results are consistent with those of Claudino et al. (2018), who found that *M. choliba* used more edges and cleared habitats.

Unlike *M. choliba*, *M. atricapilla* preferred the interior of the EECA, having a generalist pattern and occurring in areas with a lower canopy or mature forests with a higher canopy, which reflected the amplitude of the measurements of the trees at the site. Similar result to the one found by de Menq and Anjos (2015).

Composition of species and segregation

In this study, the potential occurrence of segregation between the recorded species was observed. *Strix virgata* and *P. koenigswaldiana* were the dominant spe-

cies and our results indicate that they seem to avoid occupying the same site. *Megascops* owls were not recorded at the same sampling point, with *M. choliba* being recorded at points closer to the edge or where the trail was wide, and *M. atricapilla* was recorded at points with dense vegetation. A possible explanation provided by Borges et al. (2004) is that habitat segregation may be associated with aggression and/or differential use of resources among congeneric species.

This study shows that vegetation structure is associated with the occurrence of owl species in a seasonal semideciduous forest fragments. It also identifies the vegetation characteristics that help to detect a possible site within a forest fragment where the reported species are more likely to occur. Thus, this study highlights the importance of conserving fragments in the interior of the State of São Paulo, which harbors a considerable general biodiversity, especially of the owls.

ACKNOWLEDGMENTS

We thank the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) for the scholarship (process number 88882.180519/2018-1) granted.

LITERATURE CITED

- AMARAL KF (2007) *Composição e abundância de corujas em Floresta Atlântica e sua relação com variáveis de habitat*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre
- ANDERSEN DE (2008) Survey Techniques. Pp. 89-100 in: BIRD DM AND BILDSTEIN KL (eds) *Raptor research and management techniques*. Hancock House Publishers. Blaine, WA U.S.A
- BIBBY CJ, BURGESS ND AND HILL DA (1992) *Bird census techniques*. BTO & RSPB. University Press, Cambridge, UK
- BLOCK WM AND BRENNAN LA (1993) The habitat concept in ornithology: Theory and applications. Pp. 35-91 in: POWER DM (ed) *Current ornithology* vol. 11. Springer, US
- BORGES SH, HENRIQUES LM AND CARVALHAES A (2004) Density and habitat use by owls in two Amazonian forest types. *Journal of Field Ornithology* 75:176-182. <https://doi.org/10.1648/0273-8570-75.2.176>
- CLAUDINO RM, MOTTA JUNIOR JC AND ANTONINI Y (2018) Owl assemblages in fragments of atlantic forest in Brazil. *Ornitologia Neotropical* 29:281-288
- COLWELL RK (2009) *EstimateS Software: Statistical estimation of species richness and shared species from samples*. Version 8 (URL: <http://purl.oclc.org/estimates>)
- DURIGAN G (2003) Métodos para análise de vegetação arbórea. Pp. 455-479 in: CULLEN-JR L, RUDRAN R, VALLADARES-PADUA C (eds) *Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre*. Curitiba: Ed. Da UFPR; Fundação O Boticário de proteção à natureza
- ENRÍQUEZ PL (2017) *Neotropical Owls: Diversity and Conservation*. Springer International Publishing
- ESCLARSKI P, YOSHIMOTO M, ZANON CMV AND LUCIO LC (2011) Riqueza e abundância de Strigiformes em dois fragmentos florestais de Fênix, PR, BR. *Anais do VII EPCC. Encontro Internacional de Produção Científica CESUMAR*. Maringa, PR
- FINK D, BRANDT CS, RUPP AE AND ZIMMERMANN CE (2012) Comunidade de corujas (Aves: Strigiformes) na RPPN Bugarkopf, Blumenau, Santa Catarina. *Biotemas* 25:75-80. <https://doi.org/10.5007/2175-7925.2012v25n2p75>
- FULLER MR AND MOSHER JA (1987) Raptor survey techniques. Pp. 37-66 in: PENDELTON BAF, MILL-SAP BA, CLINE KW AND BIRD DM (eds) *Raptor management techniques manual*. National Wildlife Federation, Washington D.C
- FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA (2022) *Atlantic Forest - English briefing* (URL: <https://www.sosma.org.br/sobre/relatorios-e-balancos/>)
- GERHARDT RP (2004) Cavity nesting in raptors of Tikal National Park and vicinity, Petén, Guatemala. *Ornitologia Neotropical* 15:477-483
- GERHARDT RP, GONZÁLEZ NB, GERHARDT DM AND FLATTEN CJ (1994) Breeding biology and home range of two Ciccaba owls. *The Wilson Bulletin* 106:629-639
- GILL F, DONSKER D AND RASMUSSEN P (2022) IOC World Bird List (v. 12.1) (URL: <https://doi.org/10.14344/IOC.ML.12.1>)
- GUTIÉRREZ RJ, CODY M, COURTNEYS AND FRANKLIN AB (2007) The invasion of barred owls and its potential effect on the spotted owl: a conservation conundrum. *Biological Invasions* 9:181-196. <https://doi.org/10.1007/s10530-006-9025-5>
- IBGE-INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (1988) Mapa de vegetação do Brasil. Escala 1:50.000. Brasília, DF
- KÖNIG C AND WEICK F (2008) *Owls of the world - 2nd edition*. Yale University Press, New Haven and London
- MARKS JS, CANNINGS RJ AND MIKKOLA H (1999) Family Strigidae (typical owls). Pp. 76-242 in: DEL HOYO J, ELLIOT A AND SARGANTAL J (eds) *The Handbook of the birds of the world*, vol 5: Barn owls to Hummingbirds. Lynx Edicions, Barcelona, Spain
- MENQ W AND ANJOS L (2015) Habitat selection by owls in a seasonal semi-deciduous forest in southern Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 75:143-149. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.07614>

- MENQ W AND DELARIVA RL (2015) Aves de rapina (Cathartiformes, Accipitriformes, Strigiformes e Falconiformes) na Reserva Biológica das Perobas, Paraná, Brasil, e seu entorno. *Biotemas* 28:145-154. <https://doi.org/10.5007/2175-7925.2015v28n4p145>
- MOSHER JA, FULLER MR AND KOPENY M (1990) Surveying Woodland Raptors by Broadcast of Conspecific Vocalizations. *Journal of Field Ornithology* 64:453-461
- MOTTA-JUNIOR JC AND BRAGA AR (2012) Estado del conocimiento sobre la ecología y biología de búhos en Brasil. *Ornitología Neotropical* 23:227-234
- MOTTA-JUNIOR JC, BUENO ADA AND BRAGA ACR (2004) Corujas brasileiras. Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo
- OKSANEN J, BLANCHET FG, KINDT R, LEGENDRE P, O'HARA RB, SIMPSON GL, SOLYMOS P, STEVENS MHH AND WAGNER H (2011) R package version 1.17-7. Vienna: R Foundation for Statistical Computing
- PACHECO JF, SILVEIRA LF, ALEIXO A, AGNE CE, BENCKE GA, BRAVO GA, BRITO GRR, COHN-HAFT M, MAURÍCIO GN, NAKA LN, OLMOS F, POSSO S, LEES AC, FIGUEIREDO LFA, CARRANO E, GUEDES RC, CESARI E, FRANZ I, SCHUNCK F AND PIACENTINI VQ (2021) Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee – second edition. *Ornithology Research* 29:94-105. <https://doi.org/10.1007/s43388-021-00058-x>
- PINTO LP, BEDÊ LC, FONSECA MT, LAMAS IR, MESQUITA CAB, PAGLIA AP, PINHEIRO TC AND SÁ MB (2012) Mata Atlântica. In: SCARANO FR, SANTOS IL, MARTINS ACI, SILVA JMC, GUIMARÃES AL, MITTERMEIER RA (eds) Biomas brasileiros: retratos de um país plural. Rio de Janeiro: Casa da Palavra
- R CORE TEAM (2019) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria (URL: <https://www.R-project.org/>)
- RIBEIRO EAW (2011) Cadernos de Biogeografia – Técnicas de mensuração em espécies arbóreas. Editora Azimute. Presidente Prudente – SP
- SICK H (1997) Ornitologia Brasileira. Rio de Janeiro. Editora Nova Fronteira
- STOTZ DF, FITZPATRICK JW, PARKER III TA AND MOSKOVITS DK (1996) Neotropical birds: ecology and conservation. Chicago: University of Chicago Press
- TABANEZ MF, DURIGAN G, KEUROGHLIAN A, BARBOSA AF, FREITAS CA, SILVA CEF, SILVA DA, EATON DP, BRISOLLA G, FARIA HH, MATTOS IFA, LOBO MT, BARBOSA MR, ROSSI M, SOUZA MG, MACHADO RB, PFEIFER RM, RAMOS VS, ANDRADE WJ AND CONTIERI WA (2005). Plano de Manejo da Estação Ecológica dos Caetetus. IF Série Regional 29:1-104
- TER BRAAK CJF (1986) Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct analysis. *Ecology* 67(5):1167-1179. <http://dx.doi.org/10.2307/1938672>
- TERBORGH J (1992) Maintenance of diversity in tropical forests. *Biotropica* 24:283-292. <https://doi.org/10.2307/2388523>
- VIELLIARD JEM AND SILVA WR (1990) Nova metodologia de levantamento quantitativo de avifauna e primeiros resultados no interior do Estado de São Paulo, Brasil. Pp. 117-151 in: Mendes S (ed) Anais do IV Encontro Nacional de Anilhadore de Aves. Recife: Editora da Universidade Federal Rural de Pernambuco
- WIKIAVES (2022) Wiki Aves - A Enciclopédia das Aves do Brasil. Available in: <https://www.wikiaves.com.br/>
- ZORZIN G, CANUTO M, CARVALHO-FILHO EM AND CARVALHO CEA (2008) Aves de rapina noturnas do Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil. *MG Biota* 1:44-57



RELEVANCIA DEL PUERTO DE COMODORO RIVADAVIA Y AMBIENTES ANTRÓPICOS ADYACENTES PARA LA REPRODUCCIÓN DE AVES MARINAS

RELEVANCE OF THE PORT OF COMODORO RIVADAVIA AND ADJACENT ANTHROPIC ENVIRONMENTS FOR BREEDING SEABIRDS

Cristian Marinao^{1*}, Nair Ruiz², Guillermo Rost³ y Pablo Yorio^{1,4}

¹Centro para el Estudio de Sistemas Marinos (CCT CONICET-CENPAT), Puerto Madryn

²Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Instituto de Desarrollo Costero “Dr. H.C. Héctor E. Zaixso” (IDC-UNPSJB), y Centro de Investigación y Transferencia “Golfo San Jorge” (CONICET-UNPSJB-UNPA), Comodoro Rivadavia

³Instituto Superior de Formación Docente N° 807 “Francisco Perito Moreno”, Comodoro Rivadavia

⁴Wildlife Conservation Society Argentina, Ciudad Autónoma de Buenos Aires

*marinao@cenpat-conicet.gob.ar

RESUMEN: El desarrollo urbano e industrial puede tener un impacto negativo sobre las poblaciones de aves marinas, aunque muchas veces las aves pueden aprovechar estructuras artificiales que podrían proporcionarles condiciones más estables para la reproducción y/o con una menor presión de depredación. Este trabajo actualiza la distribución de colonias de aves marinas en la costa central del Golfo San Jorge, un sector modificado desde hace décadas por actividades humanas, y el estado de las poblaciones reproductivas en el puerto de Comodoro Rivadavia, Chubut. Se identificaron 14 localidades donde reprodujeron entre 1 y 4 especies, incluyendo los cormoranes Imperiales (*Leucocarbo atriceps*) y Cuello Negro (*L. magellanicus*) y los gaviotines Sudamericano (*Sterna hirundinacea*), Pico Amarillo (*Thalasseus sandvicensis eurygnathus*) y Real (*T. maximus*). A excepción del Gaviotín Real, estas especies reprodujeron en ambientes antrópicos. Los resultados permitieron evidenciar cambios en la ubicación y tamaño de las colonias en los últimos 30 años. En el puerto de Comodoro Rivadavia, en un astillero abandonado, se reprodujeron las primeras cuatro especies, las cuales construyeron sus nidos mayormente sobre estructuras artificiales. La colonia de Gaviotín Sudamericano (> 9000 nidos) en este sitio es la más grande de las descritas para el litoral Patagónico argentino, y la colonia de Cormorán Imperial (> 700 nidos) está entre las 10 más grandes de las 29 reportadas en el litoral chubutense. Esto muestra el valor del puerto de Comodoro Rivadavia para estas aves marinas. Los resultados muestran la potencial relevancia de los ambientes antrópicos para la reproducción de aves marinas y señalan la necesidad de considerar los sitios de nidificación alternativos, incluso aquellos sometidos a actividades humanas, en cualquier estrategia de conservación de sus poblaciones.

PALABRAS CLAVE: ambientes antrópicos, aves marinas, cormoranes, gaviotines, Golfo San Jorge, reproducción

ABSTRACT: Coastal and urban development can have a negative impact on seabird populations, although in many cases birds take advantage of artificial structures that may provide them with more stable breeding conditions and/or with less predation pressure. This paper updates the distribution of seabird colonies on the central coast of the San Jorge Gulf, a region that has been modified for decades by human activities, and the status of populations breeding at the port of Comodoro Rivadavia, Chubut. We identified 14 locations where between one and four species breed, including the Imperial Cormorant (*Leucocarbo atriceps*), Rock Shag (*L. magellanicus*), South American Tern (*Sterna hirundinacea*), Cayenne Tern (*Thalasseus sandvicensis eurygnathus*) and Royal Tern (*T. maximus*). Except for the Royal Tern, these species reproduced in anthropic environments. Results showed changes in the locations and the sizes of colonies over the last 30 years. At the port of Comodoro Rivadavia

the first four species bred in an abandoned shipyard, where nests were mostly built on artificial structures. The South American Tern colony (>9000 nests) at this site is the largest of those described for the Argentine Patagonian coast, and the Imperial Cormorant colony (>700 nests) is among the 10 largest of the 29 reported for the Chubut coast. This shows the value of the port of Comodoro Rivadavia for these seabirds. The results show the potential relevance of anthropic environments for the reproduction of seabirds and point to the need to consider alternative nesting sites, including those subjected to human activities, in any conservation strategy for their populations.

KEYWORDS: *Anthropogenic environments, seabirds, Golfo San Jorge, breeding, cormorants, terns*

Durante la reproducción, la mayoría de las aves marinas se concentran en localidades específicas formando colonias constituidas por un número variable de individuos. En este contexto el desarrollo urbano e industrial puede tener un impacto negativo sobre muchas poblaciones debido, por ejemplo, a la destrucción de hábitat, contaminación o disturbios por actividades industriales o recreativas (Croxall et al. 2012, Dias et al. 2019). Sin embargo, algunas aves pueden utilizar estructuras artificiales para reproducirse dado que les proveen condiciones más estables en relación a factores climáticos y en algunos casos, incluso, ofrecen una mayor protección contra depredadores (Mainwaring 2015, Reynolds et al. 2019). En todo el mundo, existen numerosos antecedentes de aves marinas reproduciéndose en ambientes modificados por actividades humanas, muchas veces aprovechando estructuras artificiales para construir sus nidos (e.g., Fisk 1978, Stienen et al. 2005, Crawford et al. 2013, Rauzon et al. 2019).

El Golfo San Jorge es uno de los sectores de mayor relevancia para la reproducción y alimentación de aves marinas en Argentina, observándose las mayores concentraciones reproductivas sobre las costas norte y sur del golfo (Gandini y Frere 1998, Yorio et al. 1998). Sin embargo, también se han reportado asentamientos sobre la costa central del golfo, principalmente asociadas a sectores urbanizados de Comodoro Rivadavia (Abril 1994, Libenson 1997). Más específicamente, a principios y mediados de la década de los 1990 se registró la reproducción de cormoranes Imperiales (*Leucocarbo atriceps*) y Cuello Negro (*L. magellanicus*) en el espigón del puerto de la ciudad, además de en plataformas petroleras abandonadas a pocos kilómetros al norte de la misma. Por otro lado, observaciones dan cuenta de la reproducción en la costa central del golfo de los gaviotines Sudamericano (*Sterna hirundinacea*), Pico Amarillo (*Thalasseus sandvicensis eurygnathus*) y Real (*T. maximus*), aunque la única información publicada corresponde a la colonia de Gaviotín Sudamericano de La Lobería, ubicada unos 30 km al sur del puerto de Comodoro Rivadavia (Gandini y Frere 1998).

La costa central del Golfo San Jorge se encuentra sometida a una variedad de actividades humanas como la explotación de hidrocarburos, la pesca y la recreación (Raimondo 2010, Dans et al. 2021), las cuales podrían afectar negativamente a las poblaciones reproductoras de aves marinas. Por su reproducción colonial y características de historia de vida las aves marinas son particularmente vulnerables a la contaminación por hidrocarburos (Burger y Gochfeld 2001, Michael et al. 2022) y los disturbios humanos (Carney y Sydeman 1999, Dias et al. 2019). Por lo tanto, una actualización del conocimiento sobre los patrones de distribución reproductiva y de sus cambios en el tiempo en este sector costero permitiría una mejor planificación espacial y ordenamiento de actividades humanas, para poner en valor estos asentamientos de fauna y además diseñar un programa adecuado de monitoreo. El objetivo del trabajo fue determinar la distribución de colonias de aves marinas en la costa central del Golfo San Jorge y actualizar el estado poblacional de la colonia mixta de aves marinas ubicada en el puerto de Comodoro Rivadavia. Para esto, (1) se recopiló información inédita sobre la ubicación de los asentamientos reproductivos de aves marinas obtenida entre el 2005 y el 2020 en el sector costero desde Punta Curá en el Área Natural Protegida Rocas Coloradas hasta Caleta Olivia, (2) en base a dicha información, se relevó durante el 2021 y 2022 este sector costero para confirmar la ocurrencia de colonias, y (3) se evaluó el tamaño poblacional y caracterizó el patrón temporal y espacial de reproducción de las aves marinas en el puerto de Comodoro Rivadavia.

MÉTODOS

Área de estudio

La costa central del Golfo San Jorge presenta playas con diferentes características. Las playas ubicadas al norte de Comodoro Rivadavia (45°51'56"S, 67°28'56"O) son generalmente de grava y arena gruesa y se encuentran al pie de acantilados, aquellas

ubicadas entre Rada Tilly ($45^{\circ}55'30''\text{S}$, $67^{\circ}33'13''\text{O}$) y Playa Alsina ($46^{\circ}04'04''\text{S}$, $67^{\circ}34'57''\text{O}$) son de arena fina y se encuentran ubicadas entre salientes rocosas, y las de más al sur son de grava y arena media o gruesa (Isla et al. 2002). Los acantilados están conformados por bancos de arcillas, areniscas, cineritas arcillosas y fosilíferos (Isla et al. 2002). Este sector costero forma parte de la cuenca del Golfo San Jorge, una de las zonas petroleras más productivas de Argentina desde hace más de un siglo, responsable de hasta el 61% de las reservas petroleras del país (Nievas El Makte et al. 2021). A lo largo de este periodo de explotación, algunas de las estructuras, como plataformas petroleras o plantas de procesamiento de crudo, han sido abandonadas. Por otro lado, las aguas del Golfo San Jorge están consideradas entre las más productivas y con mayor diversidad del mar argentino, dando lugar a pesquerías industriales dirigidas a Langostino Patagónico (*Pleoticus muelleri*), Merluza Común (*Merluccius hubbsi*) y Centolla (*Lithodes santolla*) y pesquerías artesanales dirigidas a recursos costeros (Dans et al. 2021). En el puerto de Comodoro Rivadavia se encuentra un astillero abandonado de 21 600 m² de superficie. El predio del astillero está delimitado por un cerco perimetral y contiene algunas edificaciones y una gran variedad de materiales (e.g., rieles, caños y cables de acero, chapas y cabos de nylon). En el extremo norte del predio se encuentra un espigón

de hormigón de 410 m de largo por 4 m de ancho. En el extremo este del predio y paralelo al espigón se encuentra un muelle de acero y madera de 70 m de largo por 40 m de ancho asentado sobre 12 pilotes de hormigón. Sobre el muelle se encuentran 12 guinchos que eran utilizados para mover las embarcaciones.

Relevamientos de colonias y censos de nidos

Se recopiló información sobre la ubicación de asentamientos reproductivos de aves marinas a lo largo del sector costero entre Punta Curá en el Área Natural Protegida Rocas Coloradas ($45^{\circ}31'39''\text{S}$, $67^{\circ}13'20''\text{O}$) y el puerto de Caleta Paula en Caleta Olivia ($46^{\circ}26'33''\text{S}$, $67^{\circ}31'02''\text{O}$), el cual comprende aproximadamente 150 km de costa (Fig. 1). Esta información fue obtenida en base a recorridos no sistemáticos por uno de los autores (G. Rost) entre el 2005 y el 2020. En base a dicha información, durante la primera semana de diciembre de 2021 y la tercera semana de diciembre de 2022 se relevó el mismo sector costero. En ambos años se relevó el sector costero en vehículo aprovechando la existencia de una ruta paralela a la costa desde la cual se puede visualizar la playa y aguas adyacentes, salvo en unas pocas extensiones de costa que fueron relevadas a pie. En los sitios donde se observó actividad reproductiva durante este relevamiento, se registraron las coordenadas

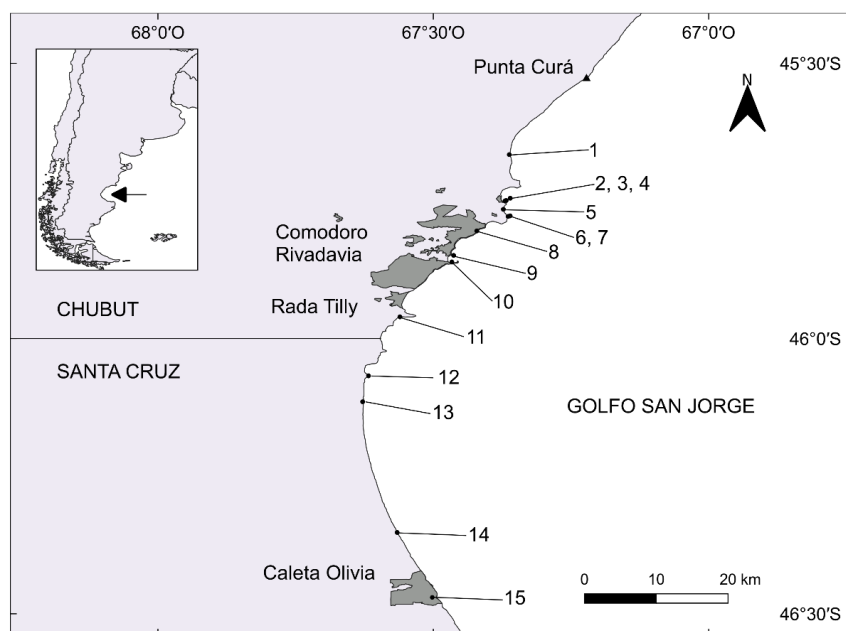


Figura 1. Ubicación de las colonias de aves marinas registradas entre el 2005 y 2022 en la costa central del Golfo San Jorge. 1: Quinta Rossi; 2: Caleta Córdova–puerto; 3: Caleta Córdova–La Puríncha; 4: Caleta Córdova–Plataforma de carga; 5: Caleta Olivares; 6: El Farallón; 7: Plataforma petrolera El Farallón; 8: Playa Petroquímica; 9: Muelle YPF; 10: Puerto Comodoro Rivadavia; 11: Punta Marqués; 12: Playa Alsina; 13: La Lobería; 14: Playa Laguna Salada; 15: Caleta Paula.

geográficas, la especie de ave marina y, en los pocos casos que fue posible, se estimó el número de nidos a distancia mediante el uso de binoculares o el conteo de los mismos en fotografías.

Para obtener información sobre el patrón temporal de reproducción de las aves marinas en el predio del astillero (45°51'40"S, 67°27'59"O) (Fig. 1), en la temporada 2021 se realizaron visitas a las colonias abarcando la mayor parte de la temporada reproductiva de estas aves, comenzando con visitas a principios y mediados de noviembre, seguidas de visitas semanales entre el 28 de noviembre y el 30 de enero, una a mediados de febrero y una a fines de marzo. En la temporada 2022, se realizaron visitas quincenales en octubre y visitas semanales entre noviembre y enero. Debido a la alerta por gripe aviar, se decidió suspender las visitas en febrero y marzo del 2022. Durante la primera semana de diciembre en 2021 y durante la tercera semana de diciembre en 2022, coincidentes con la etapa de incubación y/o pichones chicos, se evaluó el tamaño de las colonias de Gaviotín Sudamericano y de ambas especies de cormoranes mediante conteo directo de nidos activos (aquellos ocupados por un individuo adulto o que mostraran la presencia de huevos, pichones y/o material de nidificación fresco) (Frere y Gandini 1996). Con la misma metodología se contaron los nidos de Gaviotín Pico Amarillo durante la primera semana de enero de 2021 y durante la tercera semana de diciembre de 2022. El año que se reporta se corresponde con el inicio de la temporada de reproducción de las especies.

En el predio del astillero, las cuatro especies construyen sus nidos sobre diferentes sustratos y asociados a diferentes tipos de vegetación o estructuras del terreno que actúan de refugio de acuerdo a su disponibilidad. Por lo tanto, para cada especie, se caracterizó cualitativamente el hábitat de nidificación, registrándose el tipo de sustrato, la presencia y tipo de vegetación y la presencia de materiales antrópicos que pudieran proveer refugio para las parejas, y de ser el caso, el tipo de estructura antrópica sobre la cual construyeron los nidos.

RESULTADOS

Colonias de aves marinas en el área de estudio

Se identificó la reproducción de cinco especies (Cormorán Imperial, Cormorán Cuello Negro, Gaviotín Sudamericano, Gaviotín Pico Amarillo y Gaviotín Real) en un total de 14 localidades (Fig. 1). En estas localidades, el número de especies reproduciendo varió entre

uno y cuatro, siendo el predio del astillero abandonado en el puerto de Comodoro Rivadavia el sitio con mayor número de especies. No todas las localidades fueron utilizadas en todos los años (Tablas 1 y 2).

La información obtenida mostró la existencia de cuatro colonias mixtas de Cormorán Imperial y Cormorán Cuello Negro en el sector costero evaluado (Tabla 1). Durante las temporadas 2021 y 2022 se registraron nidos de ambas especies de cormoranes sobre una embarcación denominada 'La Purincha', anclada en el puerto de Caleta Córdova a poca distancia (~100 m) del espigón sur (Tabla 1, Fig. 1). Por cuestiones logísticas no se pudo censar la colonia mixta sobre dicha embarcación, de la cual no existen registros previos. En estos años, se registró un asentamiento reproductivo de ambas especies de cormoranes sobre una antigua plataforma de carga, ubicada a unos 750 m del muelle de Caleta Córdova (Tabla 1, Fig. 1), pero tampoco se pudo acceder para censar los nidos. En esta antigua plataforma ya se habían registrado nidos de ambas especies desde el año 2012 (Tabla 1). En ambos años también se observaron nidos de Cormorán Imperial y Cormorán Cuello Negro en El Farallón, un accidente geográfico separado unos 40 m de los acantilados y a unos 3.5 km al sur de Caleta Córdova (Tabla 1, Fig. 1), sitio en el cual se registró la reproducción del Cormorán Cuello Negro desde 2012 y del Cormorán Imperial desde el 2014 (Tabla 1). Los nidos de Cormorán Imperial se ubicaron en la cima de El Farallón, mientras que los de Cormorán Cuello Negro se ubicaron en pendientes y paredones del mismo. Ambas especies de cormoranes también fueron registradas reproduciendo en el predio del astillero abandonado desde el 2005 al 2022 (Tabla 1, Fig. 1; ver abajo).

Por otro lado, se identificaron cinco localidades con colonias solo de Cormorán Cuello Negro, cuatro de ellas con actividad reproductiva en las temporadas 2021 y/o 2022: Muelle YPF (Tabla 1), Punta Marqués y Playa Alsina y Caleta Paula (Tabla 1, Fig. 1). Durante el relevamiento del 2021 y 2022 no se pudo acceder al muelle de YPF, pero el Cormorán Cuello Negro fue observado anidando sobre el oleoducto paralelo al muelle en ambos años (F. Guida, com. pers.). Unos 20 nidos de esta especie fueron observados en el mismo sitio en el 2018 (M. Paez, com. pers.). Tanto en el 2021 como el 2022 se observaron nidos de Cormorán Cuello Negro en la ladera sur de los acantilados de Punta Marqués, 54 nidos en 2021 y 40 en 2022 (Tabla 1). Esta especie también fue reportada reproduciendo en este sitio entre los años 2005 y 2020 (Tabla 1). En un acantilado en el límite sur de Playa Alsina se estimaron unos 170 nidos del Cormorán Cuello Negro,

[illegible]

año (Fig. 1, Tabla 2). Durante los relevamientos de 2021 y 2022, se identificaron tres sitios con actividad reproductiva: el predio del astillero abandonado, Playa Petroquímica y Playa Laguna Salada (Tabla 2). En el predio del astillero reprodujeron los gaviotines Sudamericano y Pico Amarillo en ambos años (ver

abajo). A la altura de la Playa Petroquímica, 7 km al norte del astillero abandonado, se registró durante 2021 una colonia de Gaviotín Sudamericano sobre una edificación abandonada de la ex planta de aluminio Petroquímica (Tabla 2, Fig. 1). En 2021 también se registró una colonia de Gaviotín Sudamericano en

Tabla 2. Ubicación y tamaño (en parejas reproductivas) de las colonias de los gaviotines Sudamericano (*Sterna hirundinacea*), Pico Amarillo (*Thalasseus sandvicensis eurygnathus*) y Real (*T. maximus*) en el sector costero desde Punta Curá en el Área Natural Protegida Rocas Coloradas (Chubut) hasta Caleta Olivia (Santa Cruz) del 2005 al 2022 (el año se corresponde con el inicio de la temporada de reproducción austral). Se presenta información para los casos en los cuales se efectuó una visita en el año señalado; la ausencia de datos no implica que la especie no se haya reproducido en la localidad ese año. R: reprodujo.

Localidad	Ubicación	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
Quinta Rossi	45°39'57"S, 67°22'44"O																		
Gaviotín Sudamericano														R	0	0	0	0	0
Gaviotín Pico Amarillo														R	0	0	0	0	0
Gaviotín Real														R	0	0	0	0	0
Caleta Córdova–puerto	45°44'57"S, 67°22'04"O																		
Gaviotín Sudamericano										R	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Caleta Olivares	45°45'55"S, 67°22'22"O																		
Gaviotín Sudamericano												R	0	0	0	0	0	0	0
El Farallón	45°46'42"S, 67°22'52"O																		
Gaviotín Sudamericano									R	0	R	0	R	0	0	0	0	0	0
Playa Petroquímica	45°48'16"S 67°25'16"O																		
Gaviotín Sudamericano											R	0	0	0	0	0	0	R	0
Puerto Comodoro Rivadavia	45°51'39"S, 67°28'59"O																		
Gaviotín Sudamericano							R								R	R	R	7739	9283
Gaviotín Pico Amarillo																		89	20
La Lobería	46°06'54"S, 67°38'42"O																		
Gaviotín Sudamericano		R					R	R	R	R	R	R	R	R	R			0	0
Gaviotín Pico Amarillo										R	R	R	R	R	R	R		0	0
Gaviotín Real											R	R	R	R	R			0	0
Playa Laguna Salada	46°21'08"S, 67°34'57"O																		
Gaviotín Sudamericano															R	R	R	R	0
Gaviotín Pico Amarillo															R	R	R	R	0
Gaviotín Real															R	R	R	R	0

una playa de canto rodado cercana a Laguna Salada ($46^{\circ}22'31''\text{S}$, $67^{\circ}34'13''\text{O}$), a unos 10 km al norte de la ciudad de Caleta Olivia (Tabla 2, Fig. 1). En esta localidad, el Gaviotín Sudamericano, se encontró asociado espacialmente con nidos de gaviotines Pico Amarillo y Real (Tabla 2). Visitas posteriores al relevamiento de diciembre de 2021 permitieron verificar que las nidadas se perdieron y las aves abandonaron el sitio.

En años previos, se registraron colonias de gaviotines en otras cinco localidades. En el 2017, se registró una colonia mixta de las tres especies sobre una playa de canto rodado y grava con una leve pendiente ($\sim 30^{\circ}$) cercana a Quinta Rossi (Tabla 2, Fig. 1). En el 2013, se registró una colonia de Gaviotín Sudamericano en el puerto de Caleta Córdova (Tabla 2, Fig. 1), asentada en un sector llano con suelo arcilloso, rodeado por una escollera, y en el 2015 en un sector llano arcilloso con grava y escasa vegetación (< 0.3 m de altura), sobre un acantilado en Caleta Olivares (Tabla 2, Fig. 1). El Gaviotín Sudamericano también fue registrado en tres temporadas nidificando en el extremo oeste de El Farallón, adyacente a las colonias de ambas especies de cormorán (Tabla 2, Fig. 1). Finalmente, en La Lobería se registró entre el 2014 y el 2018 una colonia mixta de las tres especies, mientras que en otros años se observó la reproducción de solo una o dos de las especies (Tabla 2, Fig. 1). Estas colonias estaban ubicadas en una playa de arena, grava y canto rodado con algunos parches de vegetación.

Colonia mixta de aves marinas en el predio del astillero

Cormorán Imperial. En ambos años, el Cormorán Imperial comenzó con la puesta durante la primera semana de noviembre y los primeros pichones fueron observados durante la primera semana de diciembre. El 1 de diciembre de 2021 se contaron 703 nidos y el 21 de diciembre de 2022 se contaron 454 nidos, en ambos casos ubicados en tres sitios claramente diferenciados, un espigón de hormigón (Fig. 2a), un muelle de madera con rieles de hierro (Fig. 2b) y los techos inclinados ($\sim 30^{\circ}$) de los guinches (Fig. 2c). Cabe resaltar que se observó gran cantidad de plásticos (principalmente bolsas, además de cuerdas y monofilamento) entre el material utilizado para la construcción de sus nidos (Fig. 2d).

Cormorán Cuello Negro. El ciclo del Cormorán Cuello Negro fue sincrónico con el del Cormorán Imperial y sus nidos se ubicaron en los mismos sitios que este último. El 1 de diciembre de 2021 se contaron 112 nidos y el 21 de diciembre de 2022 se contaron 107

nidos. En el muelle (Fig. 3a), los nidos se hallaron entremezclados con los nidos de Cormorán Imperial. Sobre los techos, con una inclinación de $\sim 30^{\circ}$, sus nidos estuvieron adyacentes a grupos de nidos de Cormorán



Figura 2. Áreas de nidificación del Cormorán Imperial en el predio del astillero del puerto de Comodoro Rivadavia. **a)** espigón de hormigón, **b)** muelle, **c)** guinches y **d)** plásticos en nido.



Figura 3. Áreas de nidificación del Cormorán Cuello Negro en el predio del astillero del puerto de Comodoro Rivadavia. **a)** Espigón de hormigón, **b)** muelle, **c)** guinches y **d)** plásticos en nido.



Figura 4. Áreas de nidificación del Gaviotín Sudamericano en el predio del astillero del puerto de Comodoro Rivadavia. **a)** Llano con cobertura vegetal, **b)** llano sin cobertura vegetal, **c)** llano con rieles de hierro, **d)** pendiente con vegetación y materiales antrópicos, **e)** llano con carros de hierro y **f)** camino de hormigón.

Imperial (Fig. 3b). Sobre el espigón (Fig. 3c), los nidos de Cormorán Cuello Negro se ubicaron en un escalón en los bordes del mismo. El Cormorán Cuello Negro también utilizó plásticos, principalmente bolsas, para la construcción de sus nidos (Fig. 3d).

Gaviotín Sudamericano. En ambos años, se observaron gaviotines sudamericanos en el predio del astillero desde mediados de octubre hasta mediados de marzo. Los primeros individuos que se asentaron, lo hicieron en el sector cercano a la colonia de cormoranes (Fig. 4a a 4c). El censo realizado el 1 de diciembre de 2021 indicó la presencia de 7739 nidos y el censo realizado el 21 de diciembre de 2022 indicó la presencia de 9283 nidos, distribuidos en parches ubicados en distintos ambientes dentro del predio. Estos incluyeron un sector llano con cobertura vegetal < 0.3 m y sin estructuras artificiales (Fig. 4a), un sector llano de suelo limo arenoso y grava sin cobertura vegetal ni estructuras artificiales (Fig. 4b), un sector llano de suelo limo arenoso desprovisto de vegetación con rieles de hierro (Fig. 4c), un sector con pendiente (~45°) cubierto por vegetación seca < 0.3 m de altura y materiales antrópicos, incluidos caños de hierro, mangueras y malla de alambre romboidal (Fig. 4d), un sector llano de suelo limo arenoso y grava con carros de hierro, caños de hierro, mangueras, chapas y malla de alambre romboidal (Fig. 4e) y un sector con un camino de hormigón (Fig. 4f). Los gaviotines utilizaron las estructuras artificiales de diversas formas, colocando sus huevos al lado de las estructuras (rieles de hierro, mangueras, malla de alambre romboidal, camino de hormigón), por arriba de ellas (camino de hormigón) o por debajo de ellas (estructuras de hierro en forma de H y caños de hierro).

Gaviotín Pico Amarillo. El Gaviotín Pico Amarillo se asentó en el predio del astillero a fines de la primera semana de diciembre de 2021 y en la última semana de noviembre de 2022. En ambos años, estos gaviotines se asentaron entre los nidos de Gaviotín Sudamericano, en un sector con una leve pendiente (~30°) de suelo limo arenoso y con vegetación seca de menos de 0.3 metros de altura, en el límite entre el sector llano y la zona de rieles (Fig. 5). El 6 de enero de 2022 se contaron 89 nidos y el 21 de diciembre de 2022 se contaron 20 nidos. Por cuestiones logísticas, no se pudo continuar con el seguimiento de estos individuos más allá de fines de enero, cuando los pichones empezaron a formar guarderías y desplazarse por fuera del límite de la colonia. Considerando que al momento del censo todos los nidos tenían completa la nidada, y en función de información sobre el patrón temporal de reproducción en otras localidades de cría (Quintana y Yorio 1997, Fracasso et al. 2011), se estima que la totalidad de las aves podrían haber completado el ciclo reproductivo y abandonado el predio a mediados y principios de marzo en 2021 y 2022, respectivamente.

DISCUSIÓN

Este trabajo permitió caracterizar la nidificación de cuatro especies de aves marinas en una colonia mixta en el predio del astillero del puerto de Comodoro Rivadavia, además de actualizar la ubicación de asentamientos reproductivos en sectores costeros adyacentes. Los resultados muestran que las colonias de aves marinas en este sector costero se encuentran mayormente en áreas urbanizadas e industriales y muchos de sus nidos asociados a estructuras artificia-

Figura 5. Colonia del Gaviotín Pico Amarillo en el predio del astillero del puerto de Comodoro Rivadavia.



les. Los cormoranes Imperiales y Cuello Negro y los gaviotines Sudamericano y Pico Amarillo reprodujeron en el predio del astillero durante las dos temporadas de estudio, y las tres primeras especies usaron una variedad de estructuras artificiales para la construcción de sus nidos. Los resultados del relevamiento de los sectores costeros cercanos y la recopilación de información publicada e inédita mostraron que estas cuatro especies, más el Gaviotín Real, reproducen al norte y sur del puerto de Comodoro Rivadavia, que también utilizan estructuras artificiales para nidificar y que la ubicación y tamaño de algunas de sus colonias han cambiado en los últimos 30 años.

Las colonias de ambas especies de cormoranes en el predio del astillero del puerto de Comodoro Rivadavia fueron registradas por primera vez a mediados de los 1990 (Abril 1994, Libenson 1996, 1997), y se desconoce desde cuándo estas dos especies lo utilizan para reproducir. Abril (1994) reportó para el año 1993 la existencia de una colonia de Cormorán Cuello Negro sobre el borde sur del espigón adyacente al predio del astillero, compuesta por 22 nidos. Por su parte, Libenson (1997) observó en dicho sitio durante las temporadas 1994 y 1995 una colonia mixta de cormoranes Cuello Negro e Imperial. El número de nidos de Cormorán Cuello Negro en esos años fue estimado en 19 y 38, mientras que el de Cormorán Imperial en 12 y 8, respectivamente (Libenson 1997). Los resultados obtenidos en 2021 y 2022 muestran que ambas especies han extendido su distribución espacial desde el espigón hacia el muelle de madera y a los techos de los cuatro primeros guinches más cercanos al extremo del muelle. Los resultados también indican un importante incremento en el número de reproductores de ambas especies de cormoranes. Con más de 700 nidos en la temporada 2021, la colonia de Cormorán Imperial se encuentra actualmente entre las 10 más grandes de las 29 reportadas en el litoral de Chubut (Yorio et al. 2020). Cabe mencionar que previo al censo de la temporada 2022, coincidiendo con la etapa de incubación, personal relacionado con el astillero realizó una limpieza de parte del muelle donde se asientan estos cormoranes. Esto causó el abandono de numerosos nidos, lo que explicaría la reducción en el número de nidos activos al momento del censo en el segundo año de estudio. La presencia de nidos de ambas especies de cormorán todos los años entre el 2005 y el 2022 sugiere la relevancia de este sitio antrópico para la reproducción de sus poblaciones en el Golfo San Jorge.

Otras estructuras artificiales sirvieron de sustrato para la nidificación de ambas especies de cormorán

en el sector costero evaluado, como la embarcación en desuso y la antigua plataforma de carga en el Puerto de Caleta Córdova, además de los restos de una plataforma petrolera y del oleoducto paralelo al muelle de Yacimientos Petrolíferos Fiscales (YPF) para el Cormorán Cuello Negro. La presencia de cuatro nidos del Cormorán Cuello Negro en este último sitio ya había sido registrada en 1991 (Abril 1994). Cabe señalar que Abril (1994) mencionó la existencia en 1991 de dos colonias mixtas de ambas especies de cormoranes ubicadas a 5 y 7 km al norte del puerto de Comodoro Rivadavia, también asentadas sobre antiguas plataformas petroleras abandonadas que ya no existen en la actualidad. En una de ellas se registraron al menos 170 nidos de Cormorán Imperial y 96 de Cormorán Cuello Negro, mientras que en la otra las abundancias no pudieron ser cuantificadas (Abril 1994). Trabajos previos ya han reportado la nidificación de Cormoranes Imperiales sobre estructuras artificiales, como por ejemplo muelles en el sur de Chile (Cursach et al. 2010, Kusch y Marín 2013). Por su parte, el único antecedente de nidificación del Cormorán Cuello Negro en estructuras artificiales corresponde a las tres colonias reportadas en Abril (1994) y arriba mencionadas. En el resto del Golfo San Jorge, los cormoranes Imperial y Cuello Negro reproducen exclusivamente en islas o islotes, con una tendencia a hacerlo en aquellos más alejados de la costa (Gandini y Frere 1998, Punta et al. 2003), posiblemente porque son más inaccesibles a depredadores terrestres. La disponibilidad de estos sitios en la costa central del golfo es muy baja, por lo que los cormoranes podrían estar seleccionando en su reemplazo sitios artificiales como las plataformas, boyas y embarcaciones.

El uso de estructuras artificiales como muelles, puentes, pilotes, torres eléctricas, plataformas artificiales, plataformas de gas, balizas, faros y embarcaciones también ha sido registrado en varias especies de cormoranes en otras regiones (Hobson y Wilson 1985, du Toit et al. 2003, Sidorenko y Siokhin 2016, Carter et al. 2018), mostrando la plasticidad en el uso del hábitat de reproducción en este grupo de aves marinas. Al igual que lo observado para el Cormorán Imperial y Cuello Negro en Comodoro Rivadavia, la construcción de nidos en muelles ha sido registrada en el Cormorán Pelágico (*Urile pelagicus*) en Canadá (Hobson y Wilson 1985), el Cormorán de Brandt (*U. penicillatus*) en Estados Unidos (Capitolo et al. 2004), el Cormorán Grande (*Phalacrocorax carbo*) en Ucrania y Japón (Sidorenko y Siokhin 2016, Squires et al. 2022), el Cormorán Gris (*Poikilocorax gaimardi*) en Chile (García Cegarra et al. 2020) y en los cormoranes

Cuelliblanco, de Bajío, del Cabo y Coronado (*Phalacrocorax lucidus*, *P. capensis*, *P. neglectus* y *Microcarbo coronatus*, respectivamente) en Sudáfrica (Williams 1987, du Toit et al. 2003). También en forma similar al Cormorán Imperial, se ha registrado la nidificación en embarcaciones en desuso o naufragadas por parte de las cuatro especies arriba mencionadas en Sudáfrica (Brooke y Loutit 1984, Williams 1987, du Toit et al. 2003), el Cormorán Cuelliblanco en Namibia (Brooke et al. 1982), el Cormorán Pelágico en Canadá (Rodway et al. 2011), y el Cormorán Grande en Ucrania (Sidorenko y Siokhin 2016).

Cabe resaltar la presencia de gran cantidad de material plástico en los nidos de ambas especies de cormoranes que reprodujeron en el predio del astillero, incluyendo cuerdas y monofilamentos que han sido reportados como perjudiciales para las aves marinas que nidifican en otras regiones (Votier et al. 2011, Jagiello et al. 2019). El uso de material antrópico fue registrado en otras colonias del Cormorán Imperial a lo largo de la costa de la Patagonia Argentina, pero no del Cormorán Cuello Negro (Yorio et al. 2022). Futuros estudios deberán cuantificar la presencia de estos materiales en los nidos y evaluar su posible efecto sobre el éxito reproductivo, más considerando que se ha reportado un mayor uso de materiales antrópicos como material de nidificación en colonias cercanas a áreas con actividades humanas (Bond et al. 2012, Witteveen et al. 2017).

El trabajo realizado también confirmó la reproducción en el predio del astillero de los gaviotines Sudamericano y Pico Amarillo. Con sus más de 7000 nidos en el 2021 y más de 9000 en el 2022, la colonia de Gaviotín Sudamericano del predio del astillero es la más grande de las descritas hasta la fecha para el litoral Patagónico argentino (Yorio 2005), indicando el valor de este sitio para la especie. Esta colonia de Gaviotín Sudamericano constituye el primer registro de reproducción en ambientes antrópicos en la Argentina, mientras que ya había sido observado en sitios antrópicos como instalaciones portuarias y puentes en Brasil (Alves et al. 2004, Campos et al. 2004), embarcaciones ancladas en Chile (Portflitt-Toro et al. 2018) o lagunas costeras artificiales en Ecuador (González y Villón 2015). Para el caso del Gaviotín Pico Amarillo, este trabajo presenta el primer registro de nidificación en un ambiente antrópico en la Argentina, pero ya fue reportado nidificando sobre los pilotes de un puente en Brasil (Alves et al. 2004). Las observaciones realizadas en el predio del astillero, así como en la Playa Petroquímica y en el puerto de Caleta Córdova, confirman la plasticidad en el uso de hábitat de nidificación

de estas especies de gaviotín y su capacidad de aprovechar ambientes modificados por actividades humanas. En el predio del astillero, en particular, los nidos de Gaviotín Sudamericano se encontraron tanto en hábitats con características similares a los ambientes naturales como asociados a diferentes estructuras artificiales. Las características de microhábitat brindan a las aves marinas nidificantes protección contra predadores, condiciones climáticas extremas e interferencia social (Saliva y Burger 1989, Bukacinska y Bukacinski 1993, García-Borboroglu y Yorio 2004). En el Gaviotín Sudamericano, en particular, estudios previos mostraron que la agresión intraespecífica, la cual puede resultar en la mortalidad de los pichones, es menor en territorios con la presencia de refugios (Villanueva-Gomila et al. 2009). Futuros estudios deberán determinar los efectos de la selección de estos diferentes sitios asociados a estructuras artificiales sobre el éxito reproductivo de los individuos.

Varios trabajos en otras regiones también han mostrado la reproducción de gaviotines en ambientes antrópicos y estructuras artificiales. Estudios en Europa han reportado la nidificación del Gaviotín Golondrina (*Sterna hirundo*) y Gaviotín Pico Amarillo (*Thalasseus sandvicensis*) en áreas portuarias (Stienen et al. 2005, Becker y Zhang 2011, Jennings 2012). También se ha reportado la nidificación del Gaviotín Ártico (*Sterna paradiasea*) en un área urbana (Syróvá et al. 2020), del Gaviotín Rosado (*Sterna dougallii*) en cajas nido (Morrison y Gurney 2007), y de los gaviotines Golondrina, Ártico y Chico Boreal (*Sterna antillarum*) en techos de edificaciones (ver revisión en Jennings 2012). En particular, la construcción de estructuras artificiales ha sido propuesta como una herramienta para la conservación y manejo de algunas poblaciones de los gaviotines Golondrina y Caspio (*Hydroprogne caspia*) (Dunlop et al. 1991, Lampman et al. 1996, Manikowska-Ślepowańska et al. 2022). En el caso de los gaviotines, se argumenta que el uso de estos ambientes antrópicos y estructuras artificiales son resultado de la pérdida de ambientes naturales adecuados para nidificar, y que además les brindan un hábitat con bajo disturbio humano y menor presión de depredación (Schippers et al. 2009, Jennings 2012).

Los resultados también mostraron cambios a lo largo de los años en la localización de las colonias de estas aves marinas en la costa central del Golfo San Jorge, como ocurre a menudo en diferentes especies de aves marinas a nivel global. Cambios entre años en el sitio de la colonia han sido registrados previamente para el Cormorán Imperial tanto en la costa norte del Golfo San Jorge (Punta et al. 2003, Yorio et al. 2020)

como en otros sectores a lo largo de su distribución en Argentina y Chile (Schiavini y Yorio 1995, Kusch y Marín 2013). En forma similar, las tres especies de gaviotines cambian frecuentemente la ubicación de la colonia entre temporadas reproductivas (Yorio 2005, Yorio y Efe 2008). Se desconocen los factores determinantes de los cambios observados en la distribución a lo largo de la costa central del Golfo San Jorge, por lo que futuros estudios deberán evaluar la oferta ambiental y las presiones selectivas en los diferentes sitios alternativos. Parte de los cambios en la distribución y abundancia de los cormoranes pudo deberse a la desaparición como resultado de la erosión marina de las antiguas plataformas petroleras abandonadas utilizadas por los cormoranes como sustrato. Por otro lado, la información preliminar y las características de historia natural de los gaviotines en general, sugieren que los gaviotines podrían estar utilizando el predio del astillero como refugio debido al disturbio antrópico en playas donde habitualmente nidificaban en el litoral central del Golfo San Jorge. En algunos sitios de la costa relevada durante este estudio, donde los gaviotines nidificaron en el pasado reciente, se observaron huellas de vehículos. Además, pobladores locales indicaron que estos sitios están siendo utilizados actualmente para actividades recreativas o como sitios de tránsito hacia playas de pesca recreativa, una problemática ya documentada en el pasado. Por ejemplo, en febrero del 2013 el éxito reproductivo en la colonia de Gaviotín Sudamericano de La Lobería fue afectado en gran medida por una carrera de motocicletas que transitó indebidamente por el medio de la colonia (G. Rost, obs. pers.). La información presentada en este trabajo muestra el valor del predio del astillero abandonado para las metapoblaciones de gaviotines y cormoranes en la costa central del Golfo San Jorge, y señala la necesidad de considerar los sitios de nidificación alternativos, incluso aquellos sometidos a actividades humanas, en cualquier estrategia de conservación de la especie. La protección y manejo de las poblaciones de aves marinas en este sector costero expuesto a crecientes actividades antrópicas requerirá de un monitoreo regular de las mismas y un enfoque que contemple la dinámica metapoblacional característica de estas especies.

AGRADECIMIENTOS

A Wildlife Conservation Society Argentina por financiar este proyecto. Al Instituto de Desarrollo Costero "Dr. H.C. Héctor E. Zaixso" (IDC-UNPSJB), al Centro de Investigación y Transferencia "Golfo San Jorge" (CONICET-UNPSJB-UNPA) y al Centro para el Estudio

de Sistemas Marinos (CCT CONICET-CENPAT) por el apoyo institucional. A la Dirección de Flora y Fauna Silvestre de la Provincia del Chubut y a la Administración Portuaria del Puerto Comodoro Rivadavia, por los permisos para trabajar en el área. A la Agencia Comodoro Conocimiento por permitirnos utilizar sus instalaciones. A Jessica Paz, Leonardo Ovando, Analía Olivares, Sofía Silva, Francisco Munuce, Alejandra Villegas, Lucas Navarro, Belén Soto, Damián Carcamo y Evelin Chicui por su asistencia en los trabajos de campo.

BIBLIOGRAFÍA

- ABRIL M (1994) Nidificación de cormoranes sobre plataformas artificiales en Comodoro Rivadavia (Chubut, Argentina). *Naturalia Patagónica* 2:93–94
- ALVES VS, SOARES ABA Y COUTO GS (2004) Aves marinhas e aquáticas das ilhas do litoral do Estado do Rio de Janeiro. Pp. 83–100 en: Branco JO (ed) *Aves Marinhas e Insulares Brasileiras: Bioecologia e Conservação*. Editora da Universidade Vale do Itajaí, Itajaí, Santa Catarina, Brasil
- BECKER PH Y ZHANG H (2011) Renesting of Common Terns *Sterna hirundo* in the life history perspective. *Journal of Ornithology* 152:213–225
- BOND AL, MONTEVECCHI WA, GUSE N, REGULAR PM, GARTHE S Y RAIL JF (2012) Prevalence and composition of fishing gear debris in the nests of northern gannets (*Morus bassanus*) are related to fishing effort. *Marine Pollution Bulletin* 64:907–911
- BROOKE RK, COOPER J, SHELTON PA Y CRAWFORD RJM (1982) Taxonomy, distribution, population size, breeding and conservation of the White-breasted Cormorant, *Phalacrocorax carbo*, on the southern African coast. *Gerfaut* 72:188–220
- BROOKE RK Y LOUITIT R (1984) Marine cormorants using moored boats as nest sites in southern African west coast harbours. *Cormorant* 12:55–59
- BUKACINSKA M Y BUKACINSKI D (1993) The effect of habitat structure and density of nests on territory size and territorial behaviour in the Black-headed Gull (*Larus ridibundus* L.). *Ethology* 94:306–316
- BURGER J Y GOCHFELD M (2001) Effects of chemicals and pollution on seabirds. Pp. 485–525. En: SCHREIBER AE Y BURGER J (eds). *Biology of Marine Birds*. CRC Press:503–544
- CAMPOS FP, PALUDO D, FARIA PJ Y MARTUSCELLI P (2004) Aves insulares marinhas, residentes e migratórias, do litoral do Estado de São Paulo. Pp. 57–82 en: BRANCO JO (ed) *Aves Marinhas e Insulares Brasileiras: Bioecologia e Conservação*. Editora da Universidade Vale do Itajaí, Itajaí, Santa Catarina, Brasil
- CAPITOLO PJ, CARTER HR, YOUNG RJ, MCCHESENEY GJ, MCIVER WR, GOLIGHTLY RT Y GRESS F (2004) Changes in Breeding Population Size of Brandt's and Double-crested Cormorants in California, 1975–2003. Informe Inédito. Humboldt State University, Department of Wildlife, Arcata, Estados Unidos

- CARNEY KM Y SYDEMAN WJ (1999) A review of human disturbance effects on nesting colonial waterbirds. *Waterbirds* 22:68–79
- CARTER HR, CHATWIN TA Y DREVER MC (2018) Breeding population sizes, distributions, and trends of Pelagic, Double-Crested, and Brandt's Cormorants in the Strait of Georgia, British Columbia, 1955–2015. *Northwestern Naturalist* 99:31–48
- CRAWFORD RJM, KEMPER J Y UNDERHILL LG (2013) African penguin (*Spheniscus demersus*). Pp. 305–319 en: GARCÍA-BORBOROGLU P Y BOERSMA D (eds) *Penguins: natural history and conservation*. University of Washington Press, Seattle, Estados Unidos
- CROXALL JP, BUTCHART SHM, LASCELLES B, STATERSFIELD AJ, SULLIVAN B, SYMES A Y TAYLOR P (2012) Seabird conservation status, threats and priority actions: A global assessment. *Bird Conservation International* 22:1–34
- CURSACH J, SIMEONE A, MATUS R, SOTO O, SCHLATTER R, TOBAR C Y OJEDA J (2010) Distribución reproductiva del Cormorán Imperial (*Phalacrocorax atriceps*) en Chile. *Boletín Chileno de Ornitología* 16:9–16
- DANS SL, CEFARELLI AO, GALVAN DE, GÓNGORA ME, MARTOS P, VARISCO MA, ALVAREZ COLOMBO G, BLANC S, BOS P, BOVCON N, CHARO M, CINQUINI M, DERISIO C, DOGLIOTTI A, FERREYRA G, FUNES M, GIBERTO D, HALM C, HOZBOR C, IRIGOYEN A, LEWIS M, MACCH G, MAENZA R, NOCERA A, PAPAFAZZO F, PARMA A, PISONI JP, PRARIO I, SÁNCHEZ-CARNEIRO N, SASTRE V, SEGURA V, SILVA R, SCHIARITI A, TEMPERONI B, TONINI M, TOLIVIA A, TROBBIAN G, VENERUS L, VERNET M, VINUESA J, VILLANUEVA GOMILA L, WILLIAMS G, YORIO P Y ZÁRATE M (2021) El golfo San Jorge como área prioritaria de investigación, manejo y conservación en el marco de la iniciativa pampa azul. *Ciencia e Investigación* 71:21–43
- DIAS MP, MARTIN P, PEARMAIN EJ, BURFIELD IJ, SMALL C, PHILLIPS RA, YATES O, LASCELLES B, GARCÍA-BORBOROGLU P Y CROXALL JP (2019) Threats to seabirds: a global assessment. *Biological Conservation* 237:525–537
- DUNLOP CL, BLOKPOEL H Y JARVIE S (1991) Nesting rafts as a management tool for a declining common tern (*Sterna hirundo*) colony. *Colonial Waterbirds* 14:116–120
- DU TOIT M, BOERE GC, COOPER J, DE VILLIERS MS, KEMPER J, LENTEN B, PETERSEN SL, SIMMONS RE, UNDERHILL LG, WHITTINGTON PA Y BYERS OP (2003) Conservation assessment and management plan for southern African coastal seabirds. Avian Demography Unit and Conservation Breeding Specialist Group, New York
- FSK EJ (1978) The growing use of roofs by nesting birds. *Bird-Banding* 49:134–141
- FRACASSO HAA, BRANCO JO Y BARBIERI E (2011) A comparison of foraging between the South American and Cabot's Tern in southern Brazil. *Biota Neotropica* 11:189–196
- FRERE E Y GANDINI P (1996) Conceptos generales para la evaluación y monitoreo de poblaciones de aves marinas. Informes Técnicos del Plan de Manejo de la zona Costera Patagónica-Fundación Patagonia Natural (Puerto Madryn, Argentina) 8:1–29
- GANDINI P Y FRERE E (1998) Distribución y abundancia de las aves marinas de Santa Cruz. Parte I: La Lobería a Islote del Cabo. Pp. 119–151. EN: YORIO P, FRERE E, GANDINI P Y HARRIS G (eds) Atlas de la distribución reproductiva de aves marinas en el litoral Patagónico Argentino. Plan de Manejo Integrado de la Zona Costera Patagónica. Fundación Patagonia Natural y Wildlife Conservation Society. Instituto Salesiano de Artes Gráficas, Buenos Aires, Argentina
- GARCÍA-BORBOROGLU P Y YORIO P (2004) Effects of microhabitat preferences on Kelp Gull *Larus dominicanus* breeding performance. *Journal of Avian Biology* 35:162–169
- GARCÍA-CEGARRA AM, RAMIREZ R Y ORREGO R (2020) Red-legged cormorant uses plastic as nest material in an artificial breeding colony of Atacama Desert coast. *Marine Pollution Bulletin* 160:111632
- GONZÁLES T Y VILLÓN R (2015) Éxito de incubación de la Gaviota Cabecigrís (*Chroicocephalus cirrocephalus*), Gaviotín Piquigrueso (*Gelochelidon nilotica*) y Gaviotín Sudamericano (*Sterna hirundinacea*) dentro de colonias mixtas, en las Piscinas Artificiales de Ecuasal - Paoa, Provincia de Santa Elena. *Revista de Sistemas Experimentales* 2:104–112
- HOBSON KA Y WILSON D (1985) Colony establishment by pelagic cormorants on man-made structures in Southwest Coastal British Columbia. *The Murrelet* 66:84–86
- ISLA FI, IANTANOS N Y ESTRADA E (2002) Playas reflectivas y disipativas macromareales del Golfo San Jorge, Chubut. *Revista de la Asociación Argentina de Sedimentología* 9:155–164
- JAGIELLO ZA, DYLEWSKI Ł, 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
- JENNINGS G (2012) The ecology of an urban colony of common terns *Sterna hirundo* in Leith Docks, Scotland. PhD Thesis, Universidad de Glasgow, Escocia
- KUSCH A Y MARÍN M (2013) Distribución de sitios reproductivos de cormoranes *Phalacrocorax* spp. (Pelecaniformes) en el Estrecho de Magallanes y costas hacia el sur (52°–56°S), Chile. *Anales Instituto Patagonia* (Chile) 41:131–139
- LAMPMAN KP, TAYLOR ME Y BLOKPOEL H (1996) Caspian Terns (*Sterna caspia*) breed successfully on a nesting raft. *Colonial Waterbirds* 19:135–138
- LIBENSON LV (1996) La dieta del Cormorán Cuello Negro (*Phalacrocorax magellanicus*) y el Cormorán Real (*P. albiventer*) en el puerto de Comodoro Rivadavia (Chubut, Argentina). *Naturalia Patagónica Serie Ciencias Biológicas* 4:85–94
- LIBENSON LV (1997) Aspectos de la biología reproductiva de *Phalacrocorax magellanicus* y *P. albiventer* en el puerto de Comodoro Rivadavia (Chubut: Argentina). *Neotropica* 43:73–77
- 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

- MANIKOWSKA-ŚLEPOWROŃSKA B, ŚLEPOWROŃSKI K Y JAKUBAS D (2022) The use of artificial floating nest platforms as conservation measure for the common tern *Sterna hirundo*: a case study in the RAMSAR site Druzno Lake in Northern Poland. *The European Zoological Journal* 89:229–240
- MICHAEL PE, HIXSON KM, HANEY JC, SATGÉ YG, GLEASON JS Y JODICE PG (2022) Seabird vulnerability to oil: Exposure potential, sensitivity, and uncertainty in the northern Gulf of Mexico. *Frontiers in Marine Science* 9:880750
- MORRISON P Y GURNEY M (2007) Nest boxes for roseate terns *Sterna dougallii* on Coquet Island RSPB reserve, Northumberland, England. *Conservation Evidence* 4:1–3
- NIEVAS EL MAKTE ML, POLIFRONI R, SEPÚLVEDA MA Y FAZIO A (2021) Petroleum hydrocarbons in Atlantic Coastal Patagonia. *Anthropogenic Pollution of Aquatic Ecosystems* 325–352
- PORTFLITT-TORO M, MIRANDA-URBINA D, FERNÁNDEZ C, LUNAN, SERRATOSA J, THIEL MY LUNA-JORQUERA G (2018) Breeding of the South American Tern (*Sterna hirundinacea*) on anchored boats in Coquimbo, Northern Chile. *Ornitología Neotropical* 29:187–191
- PUNTA G, YORIO P, HERRERA G Y SARAVIA J (2003) Biología reproductiva de los cormoranes Imperial (*Phalacrocorax atriceps*) y Cuello Negro (*P. magellanicus*) en el golfo San Jorge, Chubut, Argentina. *El Hornero* 18:103–111
- QUINTANA F Y YORIO P (1997) Breeding biology of Royal and Cayenne Terns at a mixed-species colony in Patagonia. *Wilson Bulletin* 109:650–662
- RAIMONDO AM (2010) Propuesta para una definición de la franja costera, usos y actividades en la costa de Comodoro Rivadavia – Chubut. Patagonia Argentina. *Párrafos Geográficos* 9:66–100
- RAUZON MJ, ELLIOTT ML, CAPITULO PJ, TARJAN LM, MCCHESENEY GJ, KELLY JP Y CARTER HR (2019) Changes in abundance and distribution of nesting Double-crested Cormorants *Phalacrocorax auritus* in the San Francisco Bay area, 1975–2017. *Marine Ornithology* 47:127–138
- REYNOLDS JS, IBÁÑEZ-ÁLAMO JD, SUMASGUTNER Y MAINWARING MC (2019) Urbanisation and nest building in birds: a review of threats and opportunities. *Journal of Ornithology* 160:841–860
- RODWAY MS, SUMMERS KR, HIPFNER JM, VAN ROOYEN JC Y CAMPBELL RW (2011) Changes in abundance and distribution of Pelagic Cormorants nesting on Triangle Island, British Columbia, 1949–2010. *Wildlife Afield* 8:47–166
- SALIVA JE Y BURGER J (1989) Effect of experimental manipulation of vegetation density on nest-site selection in sooty terns. *Condor* 91:689–698
- SCHIAVINI A Y YORIO P (1995) Distribution and abundance of seabird colonies in the Argentine sector of the Beagle Channel, Tierra del Fuego. *Marine Ornithology* 23:39–46
- SCHIPPERS P, SNEP RP, SCHOTMAN AG, JOCHEM R, STIENEN EW Y SLIM PA (2009) Seabird metapopulations: searching for alternative breeding habitats. *Population Ecology* 51:459–470
- SIDORENKO AI Y SIOKHIN VD (2016) Nesting of Great Cormorants (*Phalacrocorax carbo*) on man-made structures in Ukraine. *Biosystems Diversity* 24:308–316
- SQUIRES TE, AOKI D Y HASEGAWA O (2022) The recent range expansion of Great Cormorants *Phalacrocorax carbo* in Hokkaido, Japan. *Ardea* 109:389–394
- STIENEN EW, COURTENS W, VAN DE WALLE M, VAN WAEYENBERGE J Y KUIJKEN E (2005) Harbouring nature: port development and dynamic birds provide clues for conservation. *Proceedings 'Dunes and Estuaries'*:381–392
- SYROVÁ M, HROMÁDKOVÁ T, PAVEL V Y VESELÝ P (2020) Responses of nesting Arctic terns (*Sterna paradisaea*) to disturbance by humans. *Polar Biology* 43:399–407
- VILLANUEVA-GOMILA L, GATTO A, CABRAL K Y YORIO P (2009) Aggression by adult South American Terns toward conspecific chicks. *Journal of Field Ornithology* 80:344–350
- VOTIER SC, ARCHIBALD K, MORGAN G Y MORGAN L (2011) The use of plastic debris as nesting material by a colonial seabird and associated entanglement mortality. *Marine Pollution Bulletin* 62:168–172
- WILLIAMS AJ (1987) New seabird breeding localities, and an extension of bank cormorant range, along the Namib coast of southern Africa. *Cormorant* 15:98–102
- WITTEVEEN M, BROWN M Y RYAN PG (2017) Anthropogenic debris in the nests of kelp gulls in South Africa. *Marine Pollution Bulletin* 114:699–704
- YORIO P, GARCÍA BORBOROGLU P, BERTELOTTI M, LIZURUME ME, GIACCARDI M, PUNTA GP, SARAVIA J, HERRERA G, SOLLAZZO S Y BOERSMA D (1998) Distribución reproductiva y abundancia de las aves marinas de Chubut. Parte II: Norte del Golfo San Jorge, de Cabo Dos Bahías a Comodoro Rivadavia. Pp. 76–117 en: Yorio P, Frere E, Gandini P y Harris G (eds) Atlas de la distribución reproductiva de aves marinas en el litoral Patagónico Argentino. Plan de Manejo Integrado de la Zona Costera Patagónica. Fundación Patagonia Natural y Wildlife Conservation Society. Instituto Salesiano de Artes Gráficas, Buenos Aires
- YORIO P (2005) Estado poblacional y de conservación de gaviotines y escúas que se reproducen en el litoral marítimo argentino. *El Hornero* 20:75–93
- YORIO P Y EFE M (2008) Population status of Royal and Cayenne Terns breeding in Argentina and Brazil. *Waterbirds* 31:561–570
- YORIO P, POZZI L, HERRERA G, PUNTA G, SVAGELJ WS Y QUINTANA F (2020) Population trends of Imperial Cormorants (*Leucocarbo atriceps*) in northern coastal Argentine Patagonia over 26 years. *Emu-Austral Ornithology* 120:114–122
- YORIO P, SUÁREZ N, IBARRA C, GONZALEZ P, CANTIS, KASINSKY T Y MARINAO C (2022) Anthropogenic debris in Kelp Gull and other seabird nests in northern Patagonia, Argentina. *Marine Pollution Bulletin* 175:113404



Comunicaciones Breves

PRIMER REGISTRO DE NIDIFICACIÓN DE ÁGUILA VIUDA (*Spizaetus melanoleucus*) PARA LA ARGENTINA

FIRST RECORD OF A NEST AND SUCCESSFUL REPRODUCTION OF THE
BLACK-AND-WHITE HAWK-EAGLE (*Spizaetus melanoleucus*) FOR ARGENTINA

Facundo Barbar^{1,3*} & Manuel Encabo^{2,3}

¹CONICET – INIBIOMA (Instituto de Investigaciones en Biodiversidad y Medio Ambiente). Pasaje Gutiérrez 1250, San Carlos de Bariloche (8400), Argentina

²Fundación Caburé-i

³Proyecto Águilas Crestadas Argentinas

*facundo.barbar@comahue-conicet.gob.ar | aguilascrestadas@fundacioncaburei.org

RESUMEN: El estudio de sitios reproductivos es de especial importancia para entender los requerimientos de hábitat y el comportamiento de especies, y para planear estrategias de conservación eficientes. Realizamos una revisión bibliográfica de la localización de los nidos conocidos del Águila Viuda (*Spizaetus melanoleucus*) para el continente Americano. Luego reportamos el primer nido activo con reproducción exitosa de esta especie para la Argentina. El primer nido descubierto fue en Panamá en 1972, pero la primera descripción completa fue 36 años después en Brasil. Encontramos que hasta el momento se conocían 17 nidos. La plataforma de nidificación encontrada en Argentina se descubrió en octubre de 2019 el Parque Provincial Salto Encantado, en la provincia de Misiones. El 13 de octubre de 2022 se confirmó la presencia de un pichón de 20-25 días de edad y una hembra adulta en el interior del nido, ubicado en un Sabuguero (*Aralia warmingiana*) de 25 m de altura en la ladera de un valle de pendiente pronunciada, que lo destaca del dosel. En el siguiente monitoreo, en noviembre de 2022 se observó al pichón con 60 días de edad realizando vuelos en la cercanía del nido junto a sus padres. El descubrimiento de este sitio de nidificación es de importancia para tomar medidas directas para la conservación de la especie. El estudio de las variables ambientales del sitio y el comportamiento reproductivo de estos individuos generará información importante para mejorar la detección de sitios de interés y plantear estrategias de conservación eficientes para esta especie amenazada.

PALABRAS CLAVE: águilas crestadas, conservación, depredadores tope, Misiones, selva atlántica

ABSTRACT: Studying nesting sites is especially important for understanding the habitat requirements and behavior of species and planning efficient conservation strategies. We performed a bibliographic search of the locations of all known nests of the Black-and-White Hawk-eagle (*Spizaetus melanoleucus*) in the Americas. We report the first active nest with successful reproduction for this species in Argentina. The first nest for the species was discovered in Panamá in 1972, while the first complete description was made 36 years later in Brazil. We found a total of 17 known nests to date. The nesting platform found in Argentina was discovered in the Salto Encantado Provincial Park in the province of Misiones in October 2019. On October 13, 2022, we found a 20-25-day-old chick and an adult female inside the nest, which was constructed in a 25-m-tall tree (*Aralia warmingiana*) in a

valley with a steep slope, setting it apart from the canopy. During the following monitoring, in November 2022, the 60-day-old chick was observed flying with its parents among the nearby trees. The discovery of this nesting site emphasizes the importance of taking direct conservation measures. The study of environmental variables at the site and the reproductive behavior of these individuals will generate important information for improving the detection of sites of interest and proposing efficient conservation strategies for this threatened species.

KEYWORDS: *Atlantic Forest, conservation, crested eagles, Misiones, top predators*

Las especies del género *Spizaetus* se encuentran entre las rapaces menos conocidas de Sudamérica y en particular entre las más amenazadas de Argentina (Trejo 2007, Zilio 2017). A nivel mundial, exceptuando al Águila Poma (*S. isidori*; categorizada como “en peligro”, IUCN 2015, Rivas-Fuenzalida et al. 2022), el estado de conservación de estas especies varía entre “casi amenazada” (*S. ornatus*, Iliff 2020) y “preocupación menor” (*S. tyrannus* y *S. melanoleucus*; IUCN 2015, Quintero y Jácome 2020, Tate 2020). Sin embargo, la utilización de criterios genéricos para esta categorización a gran escala (e.g., extensión geográfica de las especies), podrían estar subestimando el grado de amenaza particular de algunas especies a nivel local. Por ejemplo, en Argentina el status de conservación

del grupo es “en peligro” para *S. isidori*, *S. ornatus* y *S. tyrannus* y “amenazada” para *S. melanoleucus* (MAyDS y AA 2017). Ambas evaluaciones coinciden en señalar la falta de información general sobre estas especies y planes sistemáticos de investigación (IUCN 2015, MAyDS y AA 2017), la cual puede explicarse, en parte, dadas sus bajas densidades poblacionales, la baja accesibilidad de los ambientes que habitan y a la limitada cantidad de recursos destinados para su investigación. En este contexto de desconocimiento general, el descubrimiento y la descripción de un nido de estas especies, es fundamental para avanzar, tanto en líneas de investigación, como en estrategias de conservación acordes al escenario de cambio global actual.



Figura 1. Mapa de la distribución actual del Águila Viuda (*Spizaetus melanoleucus*), extraído de IUCN (<https://www.iucnredlist.org/es/species/22696120/168673031>) y la ubicación aproximada de todos los nidos descubiertos para la especie a nivel global, incluyendo el reportado en este trabajo.

El Águila Viuda (*Spizaetus melanoleucus*, Vieillot 1816) se distribuye desde México hasta el norte de Argentina (Ferguson-Lees y Christie 2001, IUCN 2015, Tate 2020; Fig. 1). Habita principalmente selvas y bosques tropicales y subtropicales, aunque también se encuentra en bosques serranos y secundarios abiertos (Del Hoyo et al. 1994, Ferguson-Lees y Christie 2001). A pesar de su extendida distribución, la información disponible sobre su biología general, incluyendo su ecología trófica, comportamiento reproductivo y dinámicas poblacionales es escasa (Trejo 2007, Meller 2021). En este trabajo describimos el primer nido de *Spizaetus melanoleucus* con actividad reproductiva exitosa registrado para la Argentina. El hallazgo se realizó en el marco de un proyecto de investigación sobre especies de águilas selváticas, que incluyó el recorrido de 2000 km de caminos, 70 sitios de muestreo puntuales (~250 hs de observación). Además, realizamos una revisión bibliográfica de la localización de todos los nidos conocidos de esta especie para el continente americano.

Nidos conocidos en América

El primer nido descubierto para *Spizaetus melanoleucus* data de 1972 en Panamá (Strauch 1975), mientras que la primera descripción completa fue 36 años después, en 2008 en el sudeste de Brasil (Canuto 2008). Catorce nidos han sido descubiertos en Brasil, de los cuales únicamente 6 han sido estudiados, (Zilio 2017, Menq 2020, Meller 2022) mientras que los otros 8 solo fueron registrados y pueden encontrarse en fotos de plataformas de acceso público (Wikiaves 2023, eBird 2023). En otros países, solo hay registros para Belice (1 nido en 2019, Cruz y García 2019) y México (1 nido en 2022, Monroy-Ojeda 2023) (Fig. 1), contabilizando un total de 17 nidos para toda su distribución.

Primer nido para Argentina

En Argentina, debido a su presencia permanente (Tate 2020), la reproducción de la especie se asumía, aunque no existía ningún registro de nidificación confirmado para la misma. Este descubrimiento ocurrió en el Parque Provincial Salto Encantado en la provincia de Misiones, Argentina (27°05'S, 54°55'O), en tres etapas debido a la limitada accesibilidad del sitio y los recursos de monitoreo disponibles. El 2 octubre de 2019, realizando un censo estandarizado de aves rapaces (Andersen 2007) en el marco del Proyecto Águilas Crestadas Argentinas (PACA), se identificó un sitio de interés al observar dos parejas de *Spizaetus melanoleucus* realizando vuelos de demarcación

territorial. El 18 de septiembre de 2021, en el mismo sitio, se detectaron dos individuos que realizaban movimientos sobre un punto específico de la ladera de un valle, en el cual se descubrió el emplazamiento de una plataforma de nidificación. Los individuos fueron observados desde el amanecer hasta pasado el mediodía (06:00-13:00 h). Durante este período, uno permaneció en las inmediaciones del nido, y el otro abandonó y regresó al árbol del nido al menos tres veces. Estos patrones de movimiento se asocian con los roles que asumen hembra y macho respectivamente en el período de reproducción (Kohler y Rezinni 2013, Menq 2015). Debido a limitaciones técnicas del equipo utilizado para hacer las observaciones (binoculares 10x50, lente fotográfico 600) y a la distancia de observación (~2 km), no se pudo constatar la reproducción de la especie de manera visual.

El 13 de octubre de 2022 se regresó al sitio con el objetivo de confirmar la presencia y continuidad de la actividad reproductiva. Debido a la inaccesibilidad de la zona (denso estrato herbáceo y pendiente pronunciada), se utilizó un dron con cámara de video ("DJI Mavic Air 2") para observar las cercanías del nido, respetando los protocolos específicos para el monitoreo de fauna silvestre (Junda et al. 2015, Christie et al. 2016). De esta manera el 13 de octubre de 2022 a las 08:00 AM se confirmó el primer nido activo de la especie para Argentina, encontrándose dentro un ejemplar adulto (hembra) y un pichón (Fig. 2 a-b). El 28 de noviembre de 2022 se realizó otra visita, pudiéndose observar a los tres ejemplares en las cercanías del nido, confirmando que el pichón comenzaba su fase de volantón. Durante estas dos últimas visitas se tomaron puntos georreferenciados y mediciones de altitud del dron, así como imágenes fotográficas y de video. Para obtener mediciones aproximadas del nido y el árbol se utilizó el software Digimizer 6 (MedCalc Software, Bélgica). Además, se registraron características ambientales (a pequeña y gran escala) y de los individuos (comportamiento, fenología) con el fin de describir el sitio de nidificación y el comportamiento reproductivo.

El nido está construido con ramas secas de tamaño mediano a grande y material vegetal aún verde en el interior (Fig. 2a-b). La plataforma es circular (ligera-mente irregular) con un alto de 1.20 m y un ancho de 1.70 m, sin una taza diferenciada del perímetro (Fig. 2b). La plataforma se encuentra sobre un Sabuguero (*Aralia warmingiana*, Araliaceae) de aproximadamente 25 m de alto, y está ubicada en la primera horqueta a 14 m de altura. Las ramas del árbol continúan con secciones que de manera vertical y dos en un ángulo

aproximado de 30° conformando una prolongación de la plataforma construida (Fig. 2c-d). Si bien el árbol nido no es particularmente alto para la especie (Bohren et al. 2011), está ubicado sobre la ladera este de un valle con una pendiente aproximada de 65°, lo cual lo destaca del dosel (Fig. 2c-d). A escala de paisaje, el nido se encuentra dentro del sistema provincial de áreas protegidas dentro del “Corredor verde” misionero a 450 msnm. El ambiente es selvático y se encuentra en buen estado de conservación, aunque en el pasado sufrió extracción selectiva de árboles de interés comercial (Burkart et al. 2002). La construcción habitada más cercana se encuentra a 2.11 km y el camino vehicular a 0.89 km de distancia. En un radio de 2 km del nido (1260 ha), se encuentran 221 ha de ambientes modificados (~17%) con plantaciones de *Eucalyptus* sp. y *Pinus* sp., estando el borde de la plantación más cercana a 0.37 km.

Al momento de ser observado por primera vez, el pichón tenía una edad aproximada de 20-25 días,

presentando un plumaje completamente blanco, sin haber empezado a desarrollar plumas de vuelo (Meller 2022) (Fig. 2a-b). Con un período de incubación aproximado de 40-50 días (Ferguson-Lees y Christie 2001, Zilio 2017), la puesta del huevo habría ocurrido en la primera quincena de agosto, similar al período registrado para la especie en latitudes similares (Meller 2022). En las observaciones realizadas en el mes de noviembre (~ 60 días de edad), el pichón se encontraba fuera del nido, realizando vuelos entre árboles cercanos, regresando esporádicamente a la plataforma. Allí exhibió comportamientos relacionados al reclamo de alimentación hacia la hembra que se encontraba en el mismo árbol (Fig. 2d, <https://youtu.be/NzWQ5POv7SM>). Aunque en ese momento el plumaje del ejemplar se encontraba aún en desarrollo (plumas primarias y rectrices aun en crecimiento), éste se movió de manera independiente realizando vuelos cortos en las cercanías del nido.

Durante el monitoreo, la hembra se mantuvo en



Figura 2. Hembra y pichón de Águila Viuda (*Spizaetus melanoleucus*) utilizando el nido construido sobre un Sabuguero (*Aralia warmingiana*); **a)** Vista lateral del nido, donde se observa el alto de la plataforma (~ 1.20 m); **b)** Vista vertical del nido, se observa la forma circular de la tasa de 1.70 m de diámetro. **c)** Vista de lejos del nido en el primer acercamiento del dron, se observa la actitud defensiva de la hembra sobre el pichón de 20-25 días de edad; **d)** Volantón de ~60 días en actitud de reclamo de alimento dentro de la plataforma. Puede observarse la accesibilidad al árbol nido que se destaca de la vegetación circundante al estar en una pendiente.

las cercanías del nido, realizando tareas de defensa y alimentación del pichón (Fig. 2), mientras que el macho fue observado con mayor movilidad, realizando aportes de comida. Como ocurre con otras aves rapaces, la presencia del macho en las cercanías del nido en época de cría, se limitaría solo a la entrega de comida (Tapia y Zuberogoitia 2018). De hecho, en las primeras observaciones, cuando el pichón se encontraba dentro del nido, el macho no fue registrado. La hembra en cambio, estuvo presente durante todas las visitas al sitio. Durante el primer acercamiento con el dron, ésta se mostró alerta pero no salió del nido ni mostró agresividad hacia el aparato (Fig. 2d, <https://youtu.be/NzWQ5POv7SM>). En subsiguientes vuelos de acercamiento, su comportamiento no se modificó y prestó menos atención al dron. Como evidencia adicional del bajo grado de disturbio generado por el monitoreo, se pudo observar a la hembra realizando tareas de alimentación con una presa (presumiblemente un ave). En la visita realizada en el mes de noviembre, iniciado el periodo de volantón del pichón, se pudo observar a los tres ejemplares juntos, evidenciando la finalización de la etapa de cuidado más sensible.

CONCLUSIÓN

Este es el primer nido activo confirmado para Argentina y uno de los primeros 20 para la especie en toda su área de distribución. Su ubicación dentro del sistema de áreas protegidas de la provincia es de especial importancia para delinear medidas de protección y estudios concretos sobre la ecología de la especie. La comunicación de este tipo de descubrimientos provee a los organismos competentes de herramientas concretas para movilizar los recursos necesarios para proteger tanto a especies como al ambiente y la diversidad que las rodea (Nelson y Chomitz 2011). Es importante resaltar que, en el marco general del cambio global, la provincia de Misiones sufre de episodios de incendios de bosques nativos cada vez más frecuentemente (Pausas y Keeley 2021), de los cuales uno de ellos amenazó directamente al sitio de nidificación (SMNF 2020). La respuesta de las autoridades de competencia salvaguardó el área protegida, sin embargo, su situación es vulnerable ya que el fuego fue contenido a solo 2 km del sitio de interés. Por otra parte, la ubicación de un nido de una especie relativamente desconocida, permite proyectar nuevas investigaciones sobre su ecología que sirvan para planificar estrategias de conservación eficientes. El emplazamiento de un nido sugiere un ambiente por lo menos adecuado para la especie. El estudio de las características ambientales del sitio generará infor-

mación extrapolable facilitando las tareas de búsqueda y prospección de otros territorios con potencial reproducción de la especie. Por otra parte, el estudio en profundidad de las variables ambientales alrededor de este sitio de nidificación generará información sobre su uso y selección de hábitat (e.g., Sutton et al. 2021), ambas herramientas fundamentales para delinear estrategias de conservación para estas águilas selváticas.

AGRADECIMIENTOS

A Javier Patzer del Ministerio de Ecología y Recursos Naturales Renovables de la Provincia de Misiones y a Emanuel Grassi del Instituto Misionero de Biodiversidad, por el apoyo y la logística para realizar nuestras investigaciones. Al cuerpo de guardaparques del sistema de Áreas Naturales Protegidas de la Provincia de Misiones, en especial al personal del Parque Provincial Salto Encantado. A Catalina Rostagno y Azul Bianco, voluntarias en las campañas de monitoreo, por su gran ayuda en el trabajo de campo. A Neotropical Bird Club, Toyota S.A. Argentina e Idea Wild por el financiamiento, préstamos de vehículos y donación de equipo utilizado para realizar las campañas de campo del Proyecto Águilas Crestadas Argentinas y el monitoreo de este nido. A los revisores y al equipo editorial de El Hornero, por los comentarios y sugerencias que ayudaron a mejorar el trabajo.

LITERATURA CITADA

- ANDERSEN DE (2007) Survey techniques. *Raptor research and management techniques*, 89–100. Hancock House Publishers Surrey, BC, Canada
- BOHREN AV, GRANCE LA, GARTLAND HM, KÜPPERS GF Y POZSKUS PA (2011) Árboles de Misiones, *Aralia warmingiana* (Marchal) J. Wen. *Revista Forestal YVYRARETA* 18:68–71
- BURKART R, CINTO JP, CHÉBEZ JC, FERNÁNDEZ JG, JÄGER M Y RIEGELHAUPT J (2002) *La selva misionera: opciones para su conservación y uso sustentable*. FUCEMA, Buenos Aires, Argentina
- CANUTO M (2008) First description of the nest of the Black-and-white hawk-eagle (*Spizaetus melanoleucus*) in the Brazilian Atlantic Rainforest, southeast Brazil. *Ornitología Neotropical* 19:607–610
- CHRISTIE KS, GILBERT SL, BROWN CL, HATFIELD M Y HANSON L (2016) Unmanned aircraft systems in wildlife research: current and future applications of a transformative technology. *Frontiers in Ecology and the Environment* 14:241–251. <https://doi.org/10.1002/fee.1281>
- CRUZ D Y GARCÍA R (2019) eBird Checklist: <https://>

- ebird.org/checklist/S61417901. eBird: An online database of bird distribution and abundance (web application). eBird, Ithaca. <http://www.ebird.org>
- DEL HOYO J, ELLIOT A Y SARGATAL J (1994) Handbook of the birds of the world. Vol. 2. *New World vultures to guineafowl*. Lynx Edicions, Barcelona
- EBIRD (2023) eBird: An online database of bird distribution and abundance (web application). eBird, Cornell Lab of Ornithology, Ithaca (URL: <http://www.ebird.org>)
- FERGUSON-LEES J Y CHRISTIE DA (2001) *Raptors of the world*. Houghton Mifflin Harcourt
- ILIFF MJ (2020) Ornate Hawk-Eagle (*Spizaetus ornatus*), version 1.0. En: SCHULENBERG TS (ed) Birds of the World. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.orheag1.01>
- IUCN (2015) The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015.1. (URL: www.iucnredlist.org). [accedido el 16 de junio 2015]
- JUNDA J, GREENE E Y BIRD DM (2015) Proper flight technique for using a small rotary-winged drone aircraft to safely, quickly, and accurately survey raptor nests. *Journal of Unmanned Vehicle Systems* 3:222–236. <https://doi.org/10.1139/juvs-2015-0003>
- KOHLER G Y REZINNI JA (2013) Occasional observations on the courtship behavior of Black-and-white Hawk-Eagle, *Spizaetus melanoleucus*, at Santa Catarina state, Southern Brazil. *Atualidades Ornitológicas* 171:26
- MELLER DA (2021) Recent records of Hawk-eagles (*Spizaetus* spp.) In northwestern Rio Grande do Sul, Brazil. *Ornitología Neotropical* 32:158–165
- MELLER DA (2022) Onde moram as águias: distribuição e reprodução de *Harpia harpyja*, *Morphnus guianensis* e *Spizaetus* spp. no sul do brasil. Universidade Federal do Pampa
- MENQ W (2015) Behavioral observations on the black-and-white hawk-eagle *Spizaetus melanoleucus* (Accipitriformes, Accipitridae) in the state of Paraná, Brazil. *Arquivos de Ciências Veterinárias e Zoologia da UNIPAR* 18:175–178. Universidade Paranaense
- MENQ W (2020) Gavião-pato (*Spizaetus melanoleucus*) | Aves de Rapina Brasil. (URL: http://www.avesde-rapinabrasil.com/spizaetus_melanoleucus.htm) [accedido el 13 de marzo 2023]
- MINISTERIO DE AMBIENTE Y DESARROLLO SUSTENTABLE Y AVES ARGENTINAS (MayDS y AA) (2017) Categorización de las Aves de la Argentina (2015). Informe del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación y de Aves Argentinas, edición electrónica. C. A. Buenos Aires, Argentina. 146 pp
- MONROY-OJEDA A (2023) Researchers discover first Black-and-White Hawk-Eagle nest in Mexico. (URL: <https://www.birdpartners.org/post/researchers-discover-the-first-black-and-white-hawk-eagle-nest-in-mexico>)
- NELSON A Y CHOMITZ KM (2011) Effectiveness of strict vs. multiple use protected areas in reducing tropical forest fires: a global analysis using matching methods. *PloS one* 6, e22722. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0022722>
- PAUSAS JG Y KEELEY JE (2021) Wildfires and global change. *Frontiers in Ecology and the Environment* 19:387–395. <https://doi.org/10.1002/fee.2359>
- QUINTERO I Y JÁCOME A (2020) Black Hawk-Eagle (*Spizaetus tyrannus*), version 1.0. En: SCHULENBERG TS (ed) Birds of the World. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.blheag1.01>
- RIVAS-FUENZALIDA T, GRANDE JM, KOHN S, VARGAS FH Y ZULUAGA CASTAÑEDA S (2022) Black-and-chestnut Eagle (*Spizaetus isidori*), version 2.0. En: BILLERMAN SM (ed) Birds of the World. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.baceag2.02>
- SERVICIO NACIONAL DE MANEJO DEL FUEGO (SMNF) (2020) Reporte diario de incendios. Argentina.gob.ar (URL: <https://www.argentina.gob.ar/ambiente/fuego/reporte-2020>)
- STRAUCH JG (1975) Observations at a nest of the Black-and-white Hawk-eagle. *The Condor* 77:512
- SUTTON LJ, ANDERSON DL, FRANCO M, MCCLURE CJ, MIRANDA EB, VARGAS FH, VARGAS GONZÁLEZ J DE J Y PUSCHENDORF R (2021) Range-wide habitat use and Key Biodiversity Area coverage for a lowland tropical forest raptor across an increasingly deforested landscape. *bioRxiv* 2021:08. <https://doi.org/10.1101/2021.08.18.456651>
- TAPIA L Y ZUBEROGOTIA I (2018) Breeding and nesting biology in raptors. Pp. 63–94 en: SARASOLA JH, GRANDE JM, NEGRO JJ (eds). *Birds of Prey: Biology and conservation in the XXI century*:63–94. Springer
- TATE AR (2020) Black-and-white Hawk-Eagle (*Spizaetus melanoleucus*), version 1.0. En: SCHULENBERG TS (ed) Birds of the World. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.bawhae1.01>
- TREJO A (2007) Bibliografía comentada sobre aves rapaces de Argentina. *El Hornero* 22:185–217
- WIKIAVES (2023) <https://www.wikiaves.com/wiki/gaviao-pato>
- ZILIO F (2017) Breeding biology and conservation of hawk-eagles (*Spizaetus* spp.) (Aves, Accipitridae) in southern Atlantic Forest, Brazil. *Iheringia. Série Zoologia* 107. <https://doi.org/10.1590/1678-4766e2017037>

NESTING OF DARK-BILLED CUCKOO (*Coccyzus melacoryphus*) ON ISABELA ISLAND, GALAPAGOS, ECUADOR

ANIDACIÓN DEL CUCLILLO CANELA (*Coccyzus melacoryphus*)
EN LA ISLA ISABELA, GALÁPAGOS, ECUADOR

Ibeth P. Alarcón^{1,2*}, Jimmy Navas^{1,3}, Jonathan Cueva¹, Sebastián Tobar¹, Ángel Argüello¹, John Macías³,
Cristian Sevilla³, Birgit Fessl¹ & Francesca Cunninghame^{1,4}

¹Charles Darwin Research Station, Charles Darwin Foundation, Santa Cruz, Galapagos, 200105, Ecuador

²Maestría en Ciencias Biológicas, Centro Tlaxcala de Biología de la Conducta, Universidad Autónoma de Tlaxcala, Tlaxcala, 90000, Mexico

³Galapagos National Park Directorate, Santa Cruz, Galapagos, 200105, Ecuador

⁴Department of Zoology, University of Otago, 340 Great King Street, Dunedin 9016, New Zealand

*ibethalarcon1@gmail.com

ABSTRACT: We present new data and reviewed the information available on the breeding biology of the Dark-billed Cuckoo (*Coccyzus melacoryphus*), a widespread South American species. We collected opportunistic observations from three nests in a mangrove forest on Isabela Island, Galapagos Archipelago, Ecuador. The nests were built in forks of White Mangrove (*Laguncularia racemosa*) branches 5 to 9 m above the ground. They were low/cup-shaped, with intertwined branches on the outside and leaves, stipules, and strips of stem bark in the inner cup. The clutch size was three eggs, which were light green and sub-elliptical in shape. The nestling period lasted between 7 and 8 days. We observed biparental care during incubation and brooding. In addition, we documented the parasitism of the Avian Vampire Fly (*Philornis downsi*) on Dark-billed Cuckoo chicks.

KEYWORDS: *Avian Vampire Fly, breeding behavior, breeding biology, Cuculidae, nesting, Philornis downsi*

RESUMEN: Presentamos nueva información y revisamos la existente sobre la biología reproductiva del Cuclillo Canela (*Coccyzus melacoryphus*), una especie ampliamente extendida en Sudamérica. Recogimos información de manera oportunista de tres nidos, en manglares de la Isla Isabela, en el Archipiélago de Galápagos, Ecuador. Los nidos estaban colocados sobre horquetas de ramas de Mangle Blanco (*Laguncularia racemosa*), entre 5 y 9 m de altura sobre el suelo. Los nidos tenían forma de copa baja, con ramas entrelazadas en la parte externa, y hojas, estípulas y corteza de tallos en el sitio de alojamiento de los huevos y polluelos. El tamaño de puesta fue de tres huevos, los cuales fueron de color verde pálido y de forma subelíptica. Observamos cuidado biparental durante los periodos de incubación y empollamiento. El periodo de empollamiento y cría duró entre 7 y 8 días. Además, documentamos parasitismo de la Mosca Vampiro Aviar (*Philornis downsi*) en los polluelos del Cuclillo Canela.

PALABRAS CLAVE: *anidación, biología reproductiva, comportamiento reproductivo, Cuculidae, Mosca Vampiro Aviar, Philornis downsi*

The Dark-billed Cuckoo (*Coccyzus melacoryphus*) is a member of the Cuculidae family with a wide distribution in South America, from Venezuela to Argentina (Damon 2020). There are migratory and resident populations in continental Ecuador and the Galapagos

Archipelago, although their movements are poorly understood (Freile and Restall 2018, Brinkhuizen and Nilsson 2020). It occupies a variety of habitats with preference for areas with abundant trees and compact scrub (Brinkhuizen and Nilsson 2020, Damon 2020).

Its diet consists almost exclusively of terrestrial arthropods (Damon 2020).

The breeding biology of the Dark-billed Cuckoo is well documented in Argentina (Dabbene 1926, Smyth 1928, de la Peña 1983, 2013, Payne 1997, Babarskas et al. 2003, Di Giacomo 2005, Salvador 2011), Brazil (Paixão et al. 2021, Paixão and Pichorim 2023), and to a lesser extent in Colombia (Payne 1997). These publications provide details on nests, eggs and nestlings (Table 1). In Ecuador, the only breeding records are from the Galapagos Archipelago and most are occasional observations without follow-up. These data include a description of two nests on San Cristobal Island and one nest on Isabela Island from more than 100 years ago (Gifford 1919), and a detailed description of four nests in the arid zone of Santa Cruz Island found 33 years ago (Ervin 1989). The Galapagos archipelago records include descriptions of nests and eggs, providing little information on nestlings (Gifford 1919, Ervin 1989) (Table 1).

This study aims to increase knowledge of the reproductive biology of the Dark-billed Cuckoo. We present detailed descriptions of nests, eggs, development of the nestlings, and adult behavior during breeding. In addition, we report a new record of Avian Vampire Fly (*Philornis downsi*) parasitism in Dark-billed Cuckoo nests. This information is based on opportunistic observations of three nests in a mangrove forest on Isabela Island, Galapagos Archipelago, Ecuador.

METHODS

Dark-billed Cuckoo nesting observations were made in a mangrove forest at Playa Tortuga Negra (0°14'S, 91°23'W), on the northwest coast of Isabela Island. This mangrove forest is 20 ha, consisting of three mangrove species: White Mangrove (*Laguncularia racemosa*), Red Mangrove (*Rhizophora mangle*), and Black Mangrove (*Avicennia germinans*) (Dvorak et al. 2000). Nesting observations were made opportunistically while monitoring the reproductive success of the Mangrove Finch (*Camarhynchus heliobates*) from February 18 to April 22, 2022.

We made direct observations of three Dark-billed Cuckoo nests using binoculars (Nikon 10x42) from a distance of no less than 7 m. We obtained 13.5 h of observations: Nest 1: 7 h 4 min, once during the incubation period and four times during the nestling period; Nest 2: 5 h 5 min, four times during the incubation period; and Nest 3: 1 h 21 min, twice during the incubation period. Observations were carried out at different times of the day between 6:25 and 17:52 h, and ranged from 17 min to 2 h 21 min in duration. We documented incubation bouts, some adult incubation behavior, and some adult chick feeding behavior.

Additionally, we monitored Nest 1 through indirect observations with a trail camera (Reolink with an internal recharging solar panel battery) from March 18 to March 29, 2022. The camera, covered in camouflage tape to reduce its visibility, was located 1.5 m from the nest on a branch in an adjacent mangrove tree. The camera was active day and night (24 hours), set on motion-detect video mode, recording for 30 s when triggered. It was deployed one day before the eggs hatched, so it documented adult behavior during the nestling period until fledging. The camera recorded at least one video per day, totaling 139 videos recorded between 6:43 and 15:48 h. These videos showed the nestlings' plumage development, and adult and nestling behavior.

We estimated the height above ground of the three nests when the tide was low, using the height of a person as a reference. Nests were collected after confirming that they had been abandoned by fledglings and adults, with 40 min monitoring for two consecutive days. Nest 1 was collected two days after the fledglings left the nest, and Nest 2 was collected eight days after the adults abandoned the nest. We took the following measurements from Nests 1 and 2 with a metal ruler: external diameter, internal diameter, cup depth, and nest height. We also described the materials of Nests 1 and 2 and looked for the presence of Avian Vampire Fly pupae. This fly is introduced to the Galapagos Archipelago and its larvae parasitize nestlings, resulting in many negative impacts on terrestrial birds (Fessler et al. 2001, 2018, Fessler and Tebbich 2002, McNew and Clayton 2018). We took length and width measurements of the infertile eggs with electronic calipers accurate to 0.02 mm: 1 egg in Nest 1 and 2 eggs in Nest 2. Data collection followed the protocols of Cadena-Ortiz (2018) and Fierro-Calderón et al. (2021). For nest shape, we followed Simon and Pacheco (2005), for egg shape Baicich and Harrison (1997), and for color Smithe (1975).

RESULTS

Copulation

On March 17 and April 5, 2022, we observed two pairs of Dark-billed Cuckoos copulating in the understory layer of the mangrove. One individual swooped towards a branch, and another individual approached. The first one situated itself on top of the second bird, which turned its body in a lateral position. They raised their tails and copulated for approximately 15 s. Subsequently, the individual that was in a lateral position flew away, then the other ruffled its feathers briefly and flew away. These observations were made about 300 m from the nests described in this article, so we don't know if these pairs are the ones in our study or others.

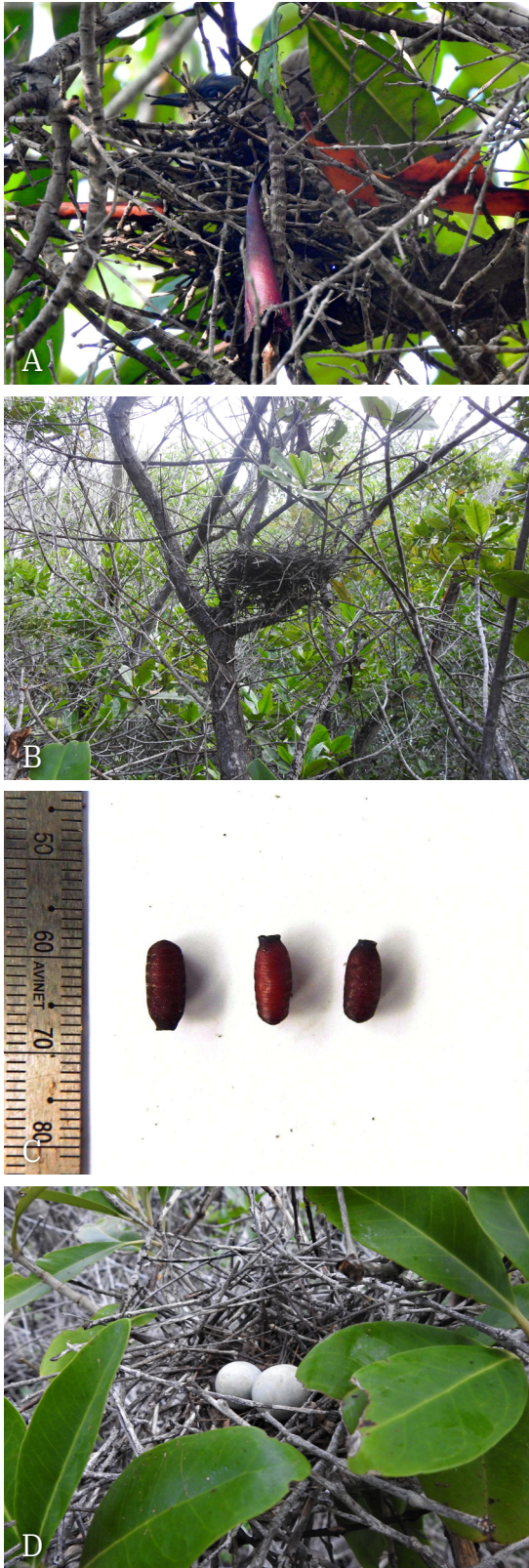


Figure 1. A) Dark-billed Cuckoo (*Coccyzus melacoryphus*) in Nest 3. B) Location of Nest 1 in a mangrove swamp. C) Pupae of the Avian Vampire Fly (*Philornis downsi*) found in Nest 1. D) Unhatched infertile eggs of Nest 2.

We located Nest 1 on March 14, 2022, with three eggs and incubating adults observed. We located Nest 2 on March 21, 2022, when an adult was observed incubating. We located Nest 3 on March 22, 2022, when we observed an adult incubating (Fig. 1A). We could not access Nests 2 and 3 to view their contents so the number of eggs in these nests was not determined at the time, we identified incubation because we saw the adults sitting on the nest for at least 20 continuous minutes. We only documented chicks hatch in Nest 1. The adults abandoned Nest 2 during incubation, and we did not observe the outcome of Nest 3.

Nest description and placement

The three nests were located in forks of White Mangrove branches in the understory layer, 5, 7, and 9 m above the ground (Fig. 1B). The nests were low/cup-shaped, and small, so that the cloacal region and tail of the adults protruded from the edges of the nests. The dimensions of Nests 1 and 2 were: an external diameter of 16 and 13.2 cm, an internal diameter of 7.3 and 6.9 cm, a cup depth of 2.2 and 1.7 cm, and a nest height of 6.5 and 7 cm (Table 1). The outer layer of Nests 1 and 2 were constructed with White Mangrove branches of different lengths and thicknesses, most ending in small forks, while the inner cups were composed mainly of leaves, stipules, and bark from Red Mangrove stems. They also had smaller quantities of roots, tendrils, and some thinner branches of unidentified plants. In addition, only in Nest 1, when we dissected the nest materials, we found three pupae of the Avian Vampire Fly (Fig. 1C), identified by the presence of a frothy cocoon and their typical endings (Fessler et al. 2006).

Eggs and incubation

In Nests 1 and 2, eggs were short sub-elliptical in shape, and light green in color with no markings (Fig. 1D). The egg from Nest 1 measured: 3.4 x 2.5 cm, and eggs from Nest 2 measured: 3.1 x 2.6 cm, and 3.3 x 2.6 cm (Table 1). The clutch size in Nest 1 was three eggs, while Nest 2 contained two eggs and shells, so we were not able to determine clutch size.

In all three nests, we observed both adults incubating the eggs. The incubation bouts varied, with the shortest lasting 4 min and the longest lasting 1 h 6 min (mean = 25.92 min, SD = 21.55, n = 13). The time that adults left the eggs unattended in the nest lasted between 1 and 17 min (mean = 4.35 min, SD = 4.28, n = 17). When an adult left its nest, another individual arrived, or the same individual returned, and continued to incubate. Only on two occasions were two adults found in a nest simultaneously (n = 13 bouts) for a few seconds. At times when the adults were incubating, they moved within the nest to one side or the other by at least 2 or 3 cm, keeping the eggs beneath

them. Although we did not count how many times they performed these behaviors, they were frequent and occurred in all three nests.

When the adults approached the nest to resume incubation they perched on low branches approximately 1 m below the nest, then began to climb slowly, jumping from branch to branch, turning their head side to side while climbing. On three occasions, we observed an adult arrive with nest materials for the outer layer and the inner cup, and after adding them, it resumed incubation.

Nestlings and nestling attendance

In Nest 1, through the trail camera video images, we documented the full development of the nestlings after hatching to fledging. The first chick hatched on March 19, 2022. It had gray nessoptiles on its head and back, and the black eye stripe was already evident. The second chick was observed on March 20. On March 22, we observed both chicks with pin feathers on their wings and backs. On March 26, the chicks had their first feathers, which were brown on their wings and beige on their breasts. Their heads kept the gray pin feathers and the black eye stripe. Their tails were short, about a quarter of the size of the tail of an adult. Their wing feathers were also short.

On March 26, one of the chicks left the nest, possibly the first to hatch. This chick remained in the nest for seven days from hatching until fledging. On March 27, the other chick was still in the nest. It perched several times on the edge of the nest and flapped its wings constantly. On March 28, the second chick fledged, having remained in the nest for eight days since hatching. This chick had more developed plumage and fewer pin feathers than the previous one.

In addition, from reviewing the camera videos we observed both adults directly provisioning the chicks, but only in 2 of 14 observations were both adults found in the nest at the same time. For the first days after hatching, the adults did not deliver whole prey to the nestlings, they crushed the prey and held it in the chicks' beaks for several seconds. The first time an adult delivered whole prey to a chick was when the chick was six days old, one day before it fledged. The chicks begged for food, opening their beaks and flapping their wings, creating sounds similar to bees buzzing. When a chick was seven days old and was alone in the nest, it began to make its first calls, which increased in volume and syllables, until it fledged the following day. The adults were brooding the chicks throughout their time in the nest and an adult was sitting inside the nest next to its chick only hours before the chick fledged the nest. In addition to the video recordings, on four occasions in the field we observed an adult arriving with crickets (*Nesoecia cooksoni*) for the chicks.

DISCUSSION

Our records and previous records of Dark-billed Cuckoo nesting in the Galapagos Islands (Gifford 1919, Ervin 1989) show a breeding period between January and May. These months coincide with the rainy season and the breeding of Galapagos land birds, due to the availability of resources (Grant 1986). In Brazil, nesting of this species is also related to the rainy season; between January and June (Paixão et al. 2021). In Argentina, between October and February (de la Peña 1983, 2013), and in Colombia with one record in October (Payne 1997). It is important to consider that all records from Galapagos are occasional, so the breeding period could be longer.

The Dark-billed Cuckoo's nests described in this paper were low/cup-shaped (Fig. 1B), following the classification of Simon and Pacheco (2005), although other studies have described them as a simple platform shape (de la Peña 1983, 2013, Di Giacomo 2005, Paixão et al. 2021).

Nest dimensions described so far, and data from this study, show slight variations in the following measurements: internal diameter, cup depth and nest height (1.6, 0.5 and 0.25 cm, respectively), while the external diameter measurement varied up to 6 cm (Gifford 1919, de la Peña 1983, Ervin 1989, Paixão et al. 2021). Meanwhile, the height of the nests from the ground varied quite a bit between 0.17 and 9 m (Gifford 1919, Dabbene 1926, de la Peña 1983, Ervin 1989, Di Giacomo 2005, Salvador 2011, Paixão et al. 2021). All three nests in this study were located higher than even the nests described on San Cristobal (maximum height= 3.6 m) and Santa Cruz Islands (maximum height= 3.5 m) (Gifford 1919, Ervin 1989). This variation is probably due to the difference in vegetation composition of the sites where nests were found, with notably taller vegetation at our study site. The average height of the forest at Playa Tortuga Negra was evaluated at 12 m (Dvorak et al. 2000) with a maximum canopy height of 25 m (authors pers. obs.).

The materials used to construct the nests were also different, also due to the composition of the surrounding vegetation. We found differences between the materials of the outer and inner cups of the nests, as reported from some nests in Argentina (de la Peña 1983, 2013, Di Giacomo 2005). The nests of many bird species differ in the materials used for the outer and inner cups, and there are many hypotheses that describe the possible reasons for this feature (Lovette and Fitzpatrick 2016), perhaps it provides more protection for the eggs and chicks.

We observed three Avian Vampire Fly pupae in a Dark-billed Cuckoo nest, indicating that the larva fed on the nestlings. Despite this, the chicks survived and fledged successfully. This is the second reported

case of parasitism in Dark-billed Cuckoo. It has been previously documented in the humid zone of Santa Cruz Island, where 1 of 2 nests reviewed had five Avian Vampire Fly pupae (Fessler et al. 2001, Fessler and Tebbich 2002). With so few records, much remains unknown about the interactions between the Dark-billed Cuckoo and Avian Vampire Flies, which currently threaten 75% of Galapagos land birds species (Fessler et al. 2018). We want to emphasize the small number of pupae found in the two nests reported so far, with only 5 and 3 pupae; on the contrary, the Mangrove Finch, which nests in the same forest, shows very high levels of parasitism (Cunninghame et al. 2015).

The coloration of the eggs has been described as various shades of light blue to light green, while the shape has also been described as elliptical (Smyth 1928, de la Peña 1983, 2013, Ervin 1989, Di Giacomo 2005, Paixão et al. 2021). The clutch size was within the range of previous records ranging from 1 to 6 eggs (Gifford 1919, de la Peña 1983, 2013, Ervin 1989, Di Giacomo 2005, Salvador 2011, Paixão et al. 2021). Although it is assumed that nests with 1 or 2 eggs were found during laying as incomplete clutches. The most common clutch size ranges from 3 and 5 eggs (Paixão et al. 2021).

We report a nestling period of 7 to 8 days, which is the shortest report published to date for the species, as other authors report a nestling period of up to 15 days (de la Peña 2013), although 10 days is the most common (Di Giacomo 2005, Salvador 2011, Paixão et al. 2021). The nestlings of their congeners also fledge the nest after a short nestling period, with Yellow-billed Cuckoo (*Coccyzus americanus*) between 7 and 9 days and Black-billed Cuckoo (*C. erythrophthalmus*) between 6 and 7 days (Hughes 2020a, 2020b), which could suggest that rapid development is an ancestral trait in the family (Riehl 2021). However, it should also be investigated whether the nestling period of Dark-billed Cuckoo is shorter in the Galapagos Islands than on the mainland.

Much remains to be explored about the reproductive biology of the Dark-billed Cuckoo, for example: the factors driving different local and regional nesting adaptations, comparisons between island and mainland nesting, and interactions with other organisms, including invasive species. We therefore encourage the continuation of studies on the species, as they provide a basis for further research.

ACKNOWLEDGEMENT

We thank Charles Darwin Foundation and Galapagos National Park Directorate. Our work was supported by an individual donation, FEIG (Fondo de Especies Invasoras de Galápagos), and Galapagos Conservation Trust. We thank Julia Bolaños for identifying *Nesoecia cooksoni* and Héctor Cadena for com-

ments on an earlier version of the manuscript. This work was carried out under Galapagos National Park Directorate research permits, permit numbers: PC-52-22 and PC-30-22. This publication is contribution number 2506 of the Charles Darwin Foundation for the Galapagos Islands.

LITERATURE CITED

- BABARSKAS M, PEREIRA J AND HAENE E (2003) Aves de la Reserva Natural Otamendi. Pp. 47-113 in: PEREIRA J AND HAENE E (eds). Fauna de Otamendi, Inventario de los animales vertebrados de la Reserva natural Otamendi (Pdo. Campana, Provincia de Buenos Aires, República Argentina). *Temas de Naturaleza y Conservación – Monografía de Aves Argentinas N° 3*
- BAICICH PJ AND HARRISON CJ (1997) *A guide to the nests, eggs, and nestling of North American birds. Second edition*. San Diego (USA): Academic Press
- BRINKHUIZEN DM AND NILSSON J (2020) *Birds and mammals of the Galapagos*. Barcelona: Lynx Edicions
- CADENA-ORTIZ H (2018) Sugerencias para la toma de datos en eventos de biología reproductiva de aves. *Avances en Ciencias e Ingenierías* 10(16):24-35. <https://doi.org/10.18272/aci.v10i1.297>
- CUNNINGHAME F, SWITZER R, PARKS B, YOUNG G, CARRIÓN A, MEDRANDA P AND SEVILLA C (2015) Conserving the critically endangered mangrove finch: Head-starting to increase population size. Pp. 151-157 in: Galapagos Report 2013-2014. GNPd, GCREG, CDF and GC. Puerto Ayora, Galapagos, Ecuador
- DABBENE R (1926) Nidificación del cucúlido *Coccyzus melanocoryphus* Vieill. *El Hornero* 3:420-422
- DAMON A (2020) Dark-billed Cuckoo (*Coccyzus melacoryphus*) in: SCHULENBERG TS, editor (2020), Birds of the World (web application). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, New York. Available: <https://doi.org/10.2173/bow.dabcuc.1.01>
- DI GIACOMO AG (2005) Aves de la Reserva El Bagual. Pp. 201- 465 in: DI GIACOMO AG AND KRAPOVICKAS SF (eds). Historia natural y paisaje de la Reserva El Bagual, provincia de Formosa, Argentina. Inventario de los vertebrados y de la flora vascular de un área protegida del Chaco Húmedo. Temas de Naturaleza y Conservación – Monografía de Aves Argentinas N° 4
- DVORAK M, TEBBICH S, FESSLER B AND VARGAS H (2000) Distribution, numbers and habitat of the Mangrove Finch (*Cactospiza heliobates*) on Isabela, Galápagos Islands. Results of surveys in 1997 and 1998. A report to the German Ornithological

- Society and the Charles Darwin Research Station. Vienna. BirdLife Österreich DO-G
- ERVIN S (1989) The nesting of the Dark-billed Cuckoo in the Galapagos. *Noticias de Galápagos* 48:8-10
- FESSL B, COURI MS AND TEBBICH S (2001) *Philornis downsi* Dodge & Aitken, new to the Galapagos Islands (Diptera, Muscidae). *Studia Dipterologica* 8:317-322
- FESSL B, HEIMPEL GE AND CAUSTON CE (2018) Invasion of an Avian Nest Parasite, *Philornis downsi*, to the Galapagos Islands: Colonization History, Adaptations to Novel Ecosystems, and Conservation Challenges. Chapter 9. Pp. 213–266 in: PARKER PG (ed). Disease Ecology: Galapagos Birds and their Parasites. Disease Ecology. https://doi.org/10.1007/978-3-319-65909-1_9
- FESSL B, SINCLAIR BJ AND KLEINDORFER S (2006) The life-cycle of *Philornis downsi* (Diptera: Muscidae) parasitizing Darwin's finches and its impacts on nestling survival. *Parasitology* 133:739-747. <https://doi.org/10.1017/s0031182006001089>
- FESSL B AND TEBBICH S (2002) *Philornis downsi* - a recently discovered parasite on the Galápagos archipelago - a threat to Darwin's finches? *Ibis* 144:445-451. <https://doi.org/10.1046/j.1474-919X.2002.00076.x>
- FIERRO-CALDERÓN K, LOAIZA-MUÑOZ M, SÁNCHEZ-MARTÍNEZ MA, OCAMPO D, DAVID S, GREENEY HF AND LONDOÑO GA (2021) Methods for collecting data about the breeding biology of Neotropical birds. *Journal of Field Ornithology* 92(4):315-341. <https://doi.org/10.1111/jof.12383>
- FREILE J AND RESTALL R (2018) Birds of Ecuador. London (UK): Helm Field Guides
- GIFFORD EW (1919) Field notes on the land birds of the Galapagos Islands and of Cocos Island, Costa Rica. *Proceedings of the California Academy of Sciences* Fourth Series 2:189-258
- GRANT PR (1986) Ecology and evolution of Darwin's finches. Pp. 213-266 in: FESSL B, HEIMPEL GE AND CAUSTON CE (eds) Invasion of an Avian Nest Parasite, *Philornis downsi*, to the Galapagos Islands: Colonization History, Adaptations to Novel Ecosystems, and Conservation Challenges. *Disease Ecology*
- HUGHES JM (2020a) Black-billed Cuckoo (*Coccyzus erythrophthalmus*). In: RODEWALD PG (ed). Birds of the World (web application). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, New York. Available: <https://doi.org/10.2173/bow.bkbcuc.01>
- HUGHES JM (2020b) Yellow-billed Cuckoo (*Coccyzus americanus*). In: RODEWALD PG (ed). Birds of the World (web application). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, New York. Available: <https://doi.org/10.2173/bow.yebcuc.01>
- LOVETTE IJ AND FITZPATRICK JW (2016) The Cornell Lab of Ornithology Handbook of Bird Biology. Third Edition. West Sussex (UK): Cornell University
- MCNEW SM AND CLAYTON DH (2018) Alien invasion: Biology of *Philornis* flies Highlighting *Philornis downsi*, an introduced parasite of Galápagos birds. *Annual Review of Entomology* 63:369–387. <https://doi.org/10.1146/annurev-ento-020117-043103>
- PAIXÃO VHF, MACARIO P AND PICHORIM M (2021) Breeding biology of the Dark-billed Cuckoo *Coccyzus melacoryphus* (Aves: Cuculidae) in a semi-arid Neotropical region. *Ornithology Research* 29:68–75
- PAIXÃO VHF AND PICHORIM M (2023) Factors influencing the daily nest survival of the Dark-billed Cuckoo (*Coccyzus melacoryphus*). *The Wilson Journal of Ornithology* 134(4):604-611. <https://doi.org/10.1676/21-00044>
- PAYNE RB (1997) Cuco de pico oscuro. Pp. 597 in: SCHULENBERG TS (ed). Birds of the World (web application). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, New York. Available: <https://doi.org/10.2173/bow.dabcuc.1.01>
- DE LA PEÑA MR (1983) Notas sobre observaciones de nidificación de aves en la Provincia de Santa Fe. *El Hornero* 129-131
- DE LA PEÑA MR (2013) *Nidos y reproducción de las aves argentinas*. Santa Fe (AR): Ediciones Biológica. Serie Naturaleza, Conservación y Sociedad N° 8
- RIEHL C (2021) Evolutionary origins of cooperative and communal breeding: lessons from the crotophagine cuckoos. *Ethology* 127:827-836. <https://doi.org/10.1111/eth.13149>
- SALVADOR SA (2011) Biología reproductiva de la familia Cuculidae en el departamento Gral. San Martín, Córdoba, Argentina. *Historia Natural* 3:101-112
- SIMON JE AND PACHECO S (2005) On the standardization of nest descriptions of Neotropical birds. *Revista Brasileira de Ornitologia* 13(2):143–154
- SMITHE FB (1975) *Naturalist's color guide*. New York (USA): American Museum of Natural History
- SMYTH CH (1928) Descripción de una colección de huevos de aves argentinas. *El Hornero* 4(2):125-152

Table 1. Published information on Dark-billed Cuckoo (*Coccyzus melacoryphus*) nesting, including our data, three nests in a mangrove forest on Isabela Island, Galapagos Archipelago, Ecuador. Information is sorted by publication and locality, and then by the information described on nests, eggs and nestlings, and Avian Vampire Fly (*Philornis downsi*) parasitism. Nests: (1) shape, (2) measurements: centimeter (cm); external diameter, internal diameter, cup depth, nest height, and meter (m); height from ground; (3) materials: outer and inner cups, and (4) tree supporting the nest. Eggs: (1) shape, (2) color, (3) measurements: centimeter (cm) and grammes (g); length x width, weight; (4) clutch size, (5) parental care, and (6) incubation period. Chicks: (1) chick development, (2) parental care, and (3) nestling period.

Bibliographical reference	Nest location	Date	Breeding events	Nests	Eggs	Chicks	Presence of <i>Philornis downsi</i>
Gifford 1919	Wreck Bay, San Cristobal Island, Galapagos, Ecuador	January 21 (n= 2), 27 (n= 1), March 28 (n= 1), 1919	Two nests, one incubating eggs and the other unknown. In addition, a female collected with an egg in the oviduct.	Measurements: external diameter 15.2 (n= 1); and height from ground 3.6 and 2.4 (n= 2). Materials: twigs and moss (n= 2). One nest was in a <i>Psidium galapageium</i> bush.	Clutch size: 1 and 3 (n= 2).		
Gifford 1919	Tagus Cove Mountain, Isabela Island, Galapagos, Ecuador	March 28, 1919	One nest.	Materials: dry twigs with some grass stems for lining.	Clutch size: 1		
Ervin 1989	Vicinity of Charles Darwin Research Station, Santa Cruz Island, Galapagos, Ecuador	February 2 (n= 1), 6 (n= 1), 26 (n= 1), March 10 (n= 1), March 24 (n= 1), 1987	Four nests. Two incubating eggs and the others unknown. In addition, 2 adults feeding a fledgling (n= 1).	Measurements: external diameter 9 (n= 1), internal diameter 5.5 (n= 1), and height from ground 2.5 (n= 2), 3 (n= 1), and 3.5 (n= 1). Materials: small sticks and twigs (n= 1). The nests were in <i>Acacia tree</i> (n= 2), <i>Laguncularia racemosa</i> (n= 1), and <i>Lantana pedunculatis</i> (n= 1).	Color: bluish-white (n= 1). Measurements (5 eggs of 1 nest): 2.91 x 2.36, 9.1. Clutch size: 4 (n= 1), 5 (n= 1), 6 (n= 1). Egg laying and hatching were asynchronous (n= 2).	Chicks had their eyes open one day after hatching. The chicks were weighed four times.	
Fessl et al. 2001 and Fessl and Tebbich 2002	Humid Scalesia forest, Santa Cruz Island, Galapagos, Ecuador		Two nests.				One nest had five pupae.
pers. obs. Jimmy Navas 2022	Humid zone of Wolf Volcan, Isabela Island, Galapagos, Ecuador	May 19, 2022	An adult feeding a fledgling.				

Bibliographical reference	Nest location	Date	Breeding events	Nests	Eggs	Chicks	Presence of <i>Phylornis downsi</i>
This study	Playa Tortuga Negra, Isabela Island, Galapagos, Ecuador	March 14, 17, 21, 22, April 5, 2022	Three nests. In addition, two pairs copulating.	Shape: low cup (n= 3). Measurements (n= 2): external diameter 16 and 13.2, internal diameter 7.3 and 6.9, cup depth 2.2 and 1.7, nest height 6.5 and 7, and height from ground 5, 7 and 9 (n= 3). Materials (n= 3): outer nest branches of <i>Laguncularia racemosa</i> , inner nest leaves, stipules, and bark from <i>Rhizophora mangle</i> stems. The nests were in <i>Laguncularia racemosa</i> (n= 3).	Shape: short sub-elliptical. Color: light green. Measurements (3 eggs of 2 nests): 3.4 x 2.5, 3.1 x 2.6, and 3.3 x 2.6. Clutch size (n= 1): 3. Egg hatching was asynchronous (n= 1). Biparental care.	Description of chick development from hatching to nest abandonment. The nestling period was 7 to 8 days—biparental care.	One nest had three pupae.
Payne 1997	Colombia	October 1997	Nesting record.				
Payne 1997	Argentina	Between October and December. 1997	Nesting record.			They hatched with half-open eyes. The skin was blackish, with white nessesoptiles on the back, wings, head, and flanks. Beak gray, commissures cream, the interior of the mouth pale red. Tarsus dark gray. When fledglings left the nest they were feathered with coloration similar to adults, with shorter tails. Weights were 43 and 47 (mean= 44.8 g, SD= 1.33). Diet: the nestlings were fed with caterpillars of Lepidoptera and Tettigonidae. The nestling period was 9 to 11 days—biparental care.	Two nestlings had 4 and 6 fly larvae (<i>Phylornis</i> sp.).
Salvador 2011	Departamento General San Martín, Córdoba, Argentina	Between November and February.	19 nests.	Measurements (n= 19): height from the ground between 1.1 to 3.8 (mean= 2.4 m, SD= 0.87). The nests were in <i>Celtis spinosa</i> (n= 6), <i>Geoffroea decorticans</i> (n= 5), <i>Schinus longifolia</i> (n= 4), <i>Jodina rombifolia</i> (n= 2), <i>Arundo donax</i> (n= 1), <i>Condalia microphylla</i> (n= 1).	Measurements (42 eggs): 2.29 (SD= 0.59) x 3 (SD= 1.37), 9.2 (SD= 0.88). Clutch size: from 2 to 4 (mean= 3.3 m, SD= 0.59). The incubation period was 12 to 14 days.		
Dabbene 1926	Los Talas, Buenos Aires, Argentina	February 12, 1926	One nest.	Measurements (n= 1): height from ground 1.5. Materials: twigs. The nest was in Alamo tree.		Two.	

Bibliographical reference	Nest location	Date	Breeding events	Nests	Eggs	Chicks	Presence of <i>Philornis downsi</i>
Di Giacomo 2005	Reserva El Ba- gual, Formosa, Argentina	Between October and January.	15 nests.	Shape: simple platform. Measurements (n= 15): height from the ground between 1.3 and 3.5. Materials: outer nest herbaceous stems and lianas, inner nest lichens (<i>Usnea</i> <i>sulcata</i>), tendrils, and petioles of Prosopis sp. The nests were in <i>Schinus molle</i> and <i>Erythroxylum microphyllum</i> and <i>Celtis iguanaea</i> .	Color: pale greenish blue. Measurements (13 eggs): 2.86 x 2.22, 7.3. Clutch size: between 2 and 5.	The nestling period was 9 to 10 days.	
Babarskas et al. 2003	Reserva Natural Oiamendi, Campana, Buenos Aires, Argentina	Between November and December.	Two nests, one with eggs.				
Smyth 1928	Santa Elena, Argentina		Eggs from a nest deposited in a collection.		Shape: elliptical. Color: pale greenish blue. Measurements (5 eggs): 3.02 x 2.37.		
Paixão et al. 2021	Seridó Ecolog- ical Station, Serra Negra do Norte, Rio Grande do Norte state, Brazil	Between March 1 and May 8, 2017, and February 8 and June 10, 2018	63 nests.	Shape: single platform. Mea- surements (n= 8): external diameter 13.55 (SD= 1.84), internal diameter 6.65 (SD= 2.02), cup depth 2.43 (SD= 0.75), nest height 6.06 (SD= 0.63), and height from the ground between 0.17 and 4.41 (mean= 1.61 m, SD= 0.88). Materials: dry twigs, generally without forks; no internal lining. Nests were mainly on <i>Aspidosperma pyrifolium</i> (46%).	Shape: short sub-elliptical. Color: light green. Measure- ments: 2.84 (SD= 1.5, n= 24) x 2.21 (SD= 1.5, n= 24), 9.7 (SD= 0.9, n= 18). Clutch size: be- tween 1 and 6. The incubation period was 10 days.	Number: 2.6 (SD= 0.96, n= 25). The nestling period was 10 days (n= 1).	
de la Peña 1983	Santa Fe, Argentina	Between November and December.	Three nests.	Shape: single platform. Mea- surements (n= 3): external diameter 11, cup depth 2, nest height 6.5, and height from the ground between 1.5 and 3.5. Materials: outer nest with lianas and inner nest with leaf veins, lichens, and mosses.	Color: green. Measurements (7 eggs): 2.98 x 2.26. Clutch size: between 3 and 4.		

Bibliographical reference	Nest location	Date	Breeding events	Nests	Eggs	Chicks	Presence of <i>Philornis downsi</i>
de la Peña 2013	Humboldt, Esperanza, Santa Fe, El Laurel, Grutly, Villa Roda, Colastiné; Argentina	December 1, 11, 23, 1976; December 11, 15, 1977; January 2, 1979; January 20, 1983; January 27, October 25, 1990; January 2, 5, November 26, 1991; December 16, 1994; December 24, 1995; February 9, 1996; January 29, 1997; November 30, December 28, 1998; December 21, 2001; December 14, 2002; February 3, December 3, 9, 25, 2004; January 5, 2005; December 6, 2007; November 8, 2012.	28 nests.	Shape: platform. Measurements (n= 28): external diameter between 11 and 15, cup depth between 0.5 and 1, nest height between 4 and 8, and height from the ground between 1 and 4. Materials: outer nest with sticks and inner nest with leaf veins and lichens. Nest construction lasted between 6 and 8 days.	Shape: elliptical and ovoid. Color: light green. Measurements (18 eggs): 2.98 x 2.3, weight (10 eggs): 8.1. Clutch size: between 1 and 6, but the most common were 2 and 3, with 9 and 10 nests, respectively. The incubation period was between 20 and 21 days. Egg laying was asynchronous.	Partial description of nestling plumage. Chicks were measured and weighed five times. The nestling period was between 13 and 15 days.	

DESCUBRIMIENTO DEL PRIMER SITIO DE REPRODUCCIÓN DE GOLONDRINA DE MAR NEGRA (*Hydrobates markhami*) EN EL EXTREMO SUR DEL PERÚ

DISCOVERY OF THE FIRST BREEDING SITE OF MARKHAM'S STORM-PETREL (*Hydrobates markhami*) IN THE SOUTH OF PERU

Benjamín Gallardo¹, Jhonson K. Vizcarra², Ronny Peredo¹, Pablo Gutiérrez¹, Nelson Contardo¹, Andy Arcoco³ & Fernando Medrano¹

¹Red de Observadores de Aves y Vida Silvestre de Chile

²Administración Técnica Forestal y de Fauna Silvestre Moquegua-Tacna (ATFFS Moquegua-Tacna), Servicio Nacional Forestal y de Fauna Silvestre (SERFOR). Tacna, Perú

³Museo de Historia Natural de la Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa (MUSA), Av. Alcides Carrión s/n. Arequipa, Perú
*benjamingallardo@redobservadores.cl

RESUMEN: La Golondrina de Mar Negra (*Hydrobates markhami*) es considerada “Casi Amenazada” a nivel mundial, debido al alto impacto de la contaminación lumínica y a la destrucción y degradación de su hábitat reproductivo. Hasta ahora, se conoce que la mayor parte de la población reproductiva se encuentra en las colonias del desierto de Atacama, en el norte de Chile. Sin embargo, algunos antecedentes de volantones atraídos a luminarias daban cuenta de la probable existencia de sitios de reproducción en el sur de Perú. Por ello, se realizó una expedición en los departamentos de Arequipa, Moquegua y Tacna. Durante siete días se recorrieron 2000 km lineales en busca de sustrato adecuado para la reproducción de golondrinas de mar. La metodología incluyó inspección visual y olfativa de cavidades, complementada con la utilización de boroscopios y playback; adicionalmente, se realizó la búsqueda de ejemplares en vuelo con ayuda de binoculares y visor termal. Se encontraron 15 nidos de golondrinas de mar negra en Pampa Pie de Candela, en el departamento de Tacna, dos de los cuales contenían en su interior pichones de entre 60-90 días de edad. Se estimó que el sitio descrito es un territorio reproductivo relativamente marginal, poco denso, con unas 30 parejas reproductoras en total. Este se encuentra amenazado por el avance de la agricultura en el desierto. Nuestro hallazgo revela el potencial del sur del Perú para la especie e insta a la búsqueda de nuevos sitios de reproducción.

PALABRAS CLAVE: aves marinas, departamento de Tacna, desierto de Atacama, Perú, petreles, sitios reproductivos

ABSTRACT: The Markham's Storm-Petrel (*Hydrobates markhami*) is considered “Near Threatened” worldwide, due to the high impact of light pollution and the destruction and degradation of its breeding habitat. So far, it is known that most of the breeding population is found in the colonies of the Atacama Desert in northern Chile. However, some records of fledglings attracted to luminaries suggested the probable existence of breeding sites in southern Peru. Therefore, an expedition was carried out in the departments of Arequipa, Moquegua and Tacna. During seven days, 2000 linear km were traveled in search of suitable substrate for breeding. The methodology included visual and olfactory inspection of cavities, complemented with the use of borescopes and playback; additionally, the search for individuals in flight was carried out with the help of binoculars and thermal visor. Fifteen nests of Markham's Storm-Petrel were found in Pampa Pie de Candela, in the department of Tacna, two of which contained chicks between 60-90 days old. It was estimated to be a relatively marginal, sparsely populated colony, with about 30 breeding pairs in total. The colony is threatened by the advance of agriculture in the desert. This finding reveals the potential of southern Peru for the species and encourages the search for new colonies.

KEYWORDS: Atacama Desert, breeding sites, Perú, petrels, seabirds, Tacna department



Figura 1. Zona en la cual se realizaron búsquedas de Golondrinas de Mar en el sur del Perú. Las búsquedas se realizaron en una zona con un máximo de 40 kilómetros de la costa (en amarillo), buscando los sustratos conocidos en la literatura para *Hydrobates hornbyi*, *Hydrobates markhami* y *Oceanites gracilis*.



Figura 2. Sitio de nidificación y tipo de hábitat donde se ha registrado la nidificación de Golondrina de Mar Negra en el Norte de Chile. Fotografía de Pampa Camarones, Región de Arica y Parinacota.

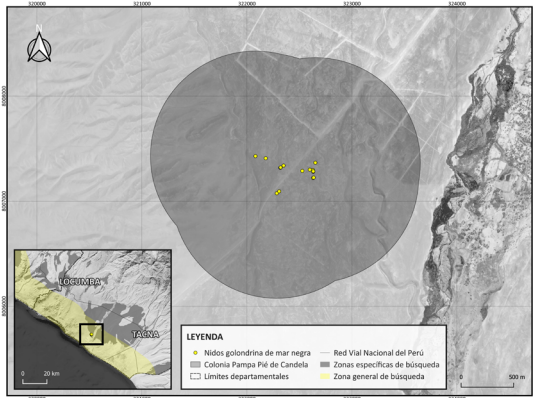


Figura 3. Ubicación de los nidos de Golondrina de Mar Negra (*Hydrobates markhami*) encontrados en Pampa Pie de Candela durante esta expedición, en el sur de Perú.

Las aves marinas están dentro de los grupos más amenazados de aves en el mundo, debido a la degradación continua de su hábitat, la depredación por parte de especies invasoras y la devastación de los ecosistemas marinos por parte de las pesquerías (Croxall et al. 2012, Dias et al. 2019). Las golondrinas de mar son pequeñas aves pelágicas, de vuelo ágil y rápido, que viven la mayor parte de sus vidas en altamar. Se agrupan en dos familias, Oceanitidae e Hydrobatidae, ambas pertenecientes al orden de los Procellariiformes (Winkler et al. 2020a, 2020b). Como gran parte de las aves marinas, se caracterizan por ser especies longevas que ponen un solo huevo y nidifican de forma gregaria, mostrando gran fidelidad a sus colonias reproductivas (Gaston 2004, Lutmerding y Love 2009). Por ello, las alteraciones con efectos en su reproducción son particularmente sensibles para su conservación.

La Golondrina de Mar Negra (*Hydrobates markhami*) es una especie que anida principalmente en salares asociados a pampas en el desierto de Atacama; este desierto se extiende desde el norte de Chile hasta el sur del Perú. También nidifica en la península de Paracas, en el departamento de Ica (Jahncke 1994, Barros et al. 2019, Medrano et al. 2019) y en Isla La Vieja (García-Godos et al. 2002). Hasta ahora, la mayoría de la población descrita se encuentra en el desierto de Atacama chileno, con una estimación de 55 733 parejas en el año 2019 (Medrano et al. 2019). Por otra parte, en el Perú solo se conoce la existencia de colonias reproductivas en la Reserva Nacional Paracas, en donde se ha estimado una población máxima de 4362 parejas (Jahncke 1994). Sin embargo, el desierto de Atacama se extiende hasta el sur de Perú, por lo cual podría haber sitios reproductivos aún desconocidos, lo que hace que la prospección en esta zona sea prioritaria (Medrano et al. 2021a). Además, considerando que en el desierto peruano existe un inminente desarrollo de distintas actividades productivas, así como también de ejercicios militares (en Chile), es necesario identificar las amenazas para cada sitio, con el objetivo de lograr su protección y continuidad a largo plazo.

En el presente trabajo se describen los resultados de una expedición realizada en la costa sur del Perú y se reporta la existencia de un sitio reproductivo de Golondrina de Mar Negra en la zona denominada Pampa Pie de Candela, en el departamento de Tacna.

MÉTODOS

Considerando que en Chile la Golondrina de Mar Negra nidifica en costras de sal, ubicadas en pampas

desérticas (Barros et al. 2019, Medrano et al. 2019), usualmente entre los 20 y 40 km desde la costa, nuestra prospección se enfocó en los sitios con estas características. Sin embargo, la topografía del sur de Perú es distinta a las del norte de Chile, pues existen amplias llanuras desérticas al este de la cordillera de la costa (o cordillera occidental), por lo que fue necesario una priorización de zonas a prospectar.

Para seleccionar las zonas a prospectar, se recopiló información espacial acerca de la geomorfología, fisiografía y elevación de los departamentos de Arequipa, Moquegua y Tacna, luego se clasificaron las capas con el fin de dejar solo aquellos polígonos que correspondían a zonas planas, como por ejemplo planicies, llanuras o pampas. Luego se filtraron los polígonos considerando su distancia al mar (línea de costa), seleccionando los que se encontraban entre cero y 40 km lineales. Estos polígonos seleccionados fueron determinados como “zonas específicas de búsqueda” (véase fig. 1), y son aquellas zonas que presentan mayor probabilidad de presentar sustrato ideal para la nidificación de Golondrina de Mar Negra. Además, complementamos esta información con sitios que han presentado caídas de volantones por contaminación lumínica en años anteriores (Vizcarra, datos no publicados) para concentrar esfuerzos en las zonas cercanas.

El sustrato ideal para la nidificación de Golondrina de Mar Negra, el cual fue uno de los objetivos de búsqueda, está determinado a partir del conjunto de características que tienen en común la mayoría de los nidos conocidos en el extremo norte de Chile. Estos se caracterizan por estar ubicados en un sustrato sólido de color blanco, el cual está presente en salares desérticos, llamado caliche o costra salina. Está compuesto generalmente de halita (sal), yeso o anhidritas y son producto de un proceso evaporítico de grandes masas de agua (Alonso 2006). En este sustrato se forman cavidades naturales donde nidifica la Golondrina de Mar Negra (Barros et al. 2019, Medrano et al. 2019) y resulta ser bastante evidente a la distancia cuando se presenta descubierto (véase fig. 2). En ocasiones, capas de tierra cubren este sustrato, haciendo más difícil la búsqueda de nidos.

Adicionalmente, y debido a los recientes hallazgos que hacen referencia a sitios de reproducción de Golondrina de Mar de Collar en quebradas rocosas cercanas al mar (Pino et al. 2021, Gutiérrez et al. datos no publicados), se tomaron en consideración durante la expedición y fueron sujetas a búsqueda activa según factibilidad y tiempo durante su ejecución.

La expedición tuvo una duración de siete días, desde el martes 11 al lunes 17 de octubre de 2022 en los cuales se recorrieron aproximadamente 2000 kilómetros lineales. Se exploró gran parte de los polígonos planteados en gabinete a través de un vehículo 4x4, realizando puntos de observación desde sitios elevados, estos consistían en analizar la existencia de sustrato ideal para la nidificación de la Golondrina de Mar Negra. Se levantó información acerca de la composición superficial de las zonas específicas de búsqueda para descartar aquellos que no presentaban sustrato ideal para la nidificación.

También, se realizó escucha y observación nocturna desde Ilo (Punta Coles) y las desembocaduras de los ríos Locumba y Tambo, utilizando binoculares y un visor termal (modelo Pulsar Accolade 2 LRF XP50 PRO) con la intención de detectar golondrinas de mar, buscando algo similar a lo que ocurre en Caleta Vitor, región de Arica y Parinacota en Chile. Este es el principal corredor o ruta de desplazamiento que se conoce hasta a la fecha para la Golondrina de Mar Negra desde sus zonas de alimentación en el mar hacia sus sitios de reproducción en el continente (Barros et al. 2019). El visor termal permite dilucidar con suficiente precisión siluetas, patrón de vuelo, tamaño relativo y altura aproximada de vuelo, parámetros que en su conjunto ayudarían a identificar a los individuos de golondrinas de mar registrados por lo menos a nivel de género. Estos esfuerzos se realizaron en sectores donde se pudiera observar libremente el mar, desde una hora antes y hasta una hora después del anochecer, durante tres noches. En el caso de observar individuos de golondrinas de mar o grupos de individuos, se tomaría nota acerca de la dirección de vuelo o ángulo de desplazamiento para plantear nuevas zonas específicas de búsqueda.

Al momento de encontrar nidos, se levantó información acerca de lo que se encontraba en su interior (hallazgos) y se determinó su etapa fenológica en el caso de encontrarse activo. Las observaciones se realizaron a través del uso de cámaras tipo sonda o boroscopios (Depstech modelo DS450). Estos aparatos poseen un delgado y firme cable de cinco metros de largo que puede ser introducido fácilmente en lugares angostos, y con la ayuda de una luz blanca y una cámara ubicada al final del cable, permite observar el interior de las cavidades. También se caracterizaron el hábitat donde se encontraron los nidos y las posibles amenazas del sitio. En ningún momento se extrajeron huevos y pichones fuera de los nidos.

RESULTADOS

Sustratos y formaciones exploradas

Se recorrieron aproximadamente 2000 kilómetros lineales y la mayor parte de los sitios explorados no contenían sustrato ideal para la nidificación de Golondrina de Mar Negra. Además, no se encontraron ni escucharon golondrinas de mar en las observaciones nocturnas a través de binoculares y visor termal durante las tres noches (Locumba, Tambo e Ilo), totalizando seis horas de observación (dos por día).

De un total de 89 puntos explorados, nueve (10.11%) contenían formaciones de quebradas rocosas que se encontraban a una distancia relativamente cercanas al mar. Estas quebradas accidentadas y difíciles de explorar presentan gran cantidad de rocas y oferta de cavidades. Eventualmente podrían presentar nidificación de Golondrina de Mar de Collar (Pino et al. 2021, Gutiérrez et al. datos no publicados). Por otro lado, 10 puntos de exploración (11.24%) presentaron costra salina, tanto en formaciones de quebradas como en pampas desérticas, este sustrato corresponde al sustrato ideal de nidificación de Golondrina de Mar Negra.

En solo tres de estos 10 puntos con costra salina superficial fue posible confirmar la presencia de nidos de Golondrina de Mar Negra (los tres ubicados en Pampa Pie de Candela), y en otros dos puntos (al norreste de Puerto Grau) las cavidades eran adecuadas y presentaron evidencias (plumas y fecas) relacionadas con passeriformes, posiblemente del género *Geositta*. En los demás puntos, las costras no presentaron cavidades adecuadas para la nidificación de Golondrinas de Mar Negra.

Nuevo sitio reproductivo en Pampa Pie de Candela

Se describe el primer sitio de reproducción de Golondrina de Mar Negra en el extremo sur de Perú, ubicado en Pampa Pie de Candela, distrito de Sama, provincia de Tacna, departamento de Tacna (fig. 3). El sitio se encuentra a 11.5 km de la línea de costa, y una altitud promedio de 160 msnm. Tiene una extensión aproximada de 475 ha, con costras salinas superficiales muy dispersas (la mayoría bajo tierra) en un sustrato arenoso con presencia de pequeñas piedrecillas de color negro. Se encontraron 15 nidos (Tabla 1), ubicados bajo la tierra en pequeñas cavidades, en

Tabla 1. Nidos de Golondrina de Mar Negra encontrados en Pampa Pie de Candela: hallazgos y coordenadas.

N	Hallazgos	WGS 84	
		Latitud	Longitud
1	Plumón, restos de huevo	18°00'29.9" S	70°40'31.3" O
2	Plumón, restos de huevo	18°00'32.4" S	70°40'31.3" O
3	Plumón, fecas	18°00'32.2" S	70°40'31.1" O
4	Plumón, restos de huevo	18°00'37.0" S	70°40'43.1" O
5	Huevo nuevo	18°00'30.4" S	70°40'31.2" O
6	Huevo nuevo	18°00'29.8" S	70°40'33.2" O
7	Olor a petrel, fecas, plumón, cáscara de huevo	18°00'36.4" S	70°40'42.3" O
8	Olor a petrel, fecas, plumón, cáscara de huevo	18°00'29.1" S	70°40'41.9" O
9	Olor a petrel, fecas, plumón, huesos, dos huevos abandonados	18°00'29.0" S	70°40'41.8" O
10	Olor a petrel, fecas, plumón, huesos, cáscara de huevo	18°00'28.4" S	70°40'40.8" O
11	Olor a petrel, fecas, plumón	18°00'26.1" S	70°40'46.6" O
12	Olor a petrel, fecas, huevo nuevo	18°00'25.4" S	70°40'49.9" O
13	Olor a petrel, fecas, plumón, cáscara de huevo, polluelo de 90 días aprox.	18°00'25.4" S	70°40'49.9" O
14	Olor a petrel, cáscara	18°00'30.3" S	70°40'31.2" O
15	Olor a petrel, fecas, plumón, polluelo de entre 30 y 60 días	18°00'27.6" S	70°40'30.5" O

dos de ellos se encontró un polluelo, confirmando la identificación de esta especie a través de boroscopios (fig. 4). Se estimó la edad de los polluelos encontrados a partir del desarrollo del plumaje y tamaño general (Jahncke 1994, Gallardo et al. datos no publicados).

Los dos polluelos encontrados en el interior de los nidos fueron identificados como Golondrina de Mar Negra, debido a que ambos presentaban un desarrollo considerable del plumaje (más de 60 días de desarrollo), sus plumas primarias y rectrices eran de color negro y los sectores que presentaban plumón, como los flancos, vientre y lomo, de color grisáceo. Además, las plumas nuevas presentes en la zona del rostro y la cabeza (corona, frente, garganta y auriculares) mostraron un color negro parejo, a diferencia de la Golondrina de Mar de Collar que presenta plumas blancas y grises en gran parte de su cabeza y cuerpo (Medrano et al. 2021b). También, el largo y robustez de sus picos, y la ausencia de rabadilla blanca, hacen evidente su diferencia con otras especies probables, como la Golondrina de Mar Chica (*Oceanites gracilis*) o la Golondrina de

Mar Peruana (*Hydrobates tethys*) (Medrano et al. 2021a).

Si bien solo fue posible observar dos individuos presentes dentro de los nidos, las características generales de los sitios de nidificación conocidas en el extremo norte de Chile (Barros et al. 2019, Medrano et al. 2019, Gallardo et al. datos no publicados), hacen alusión a que los nidos encontrados en Pampa Pie de Candela que no presentaban individuos en su interior, probablemente se traten de nidos desocupados de Golondrina de Mar Negra. Si bien no es posible confirmarlo con total seguridad, la presencia de plumón no degradado, fecas frescas y olor a petrel evidencian una ocupación reciente.

En la tabla 1 se pueden observar los hallazgos encontrados en cada uno de los nidos, los huevos abandonados presentaron características diferentes de los huevos nuevos, teniendo notables marcas de descomposición (color opaco y manchas marrón redondeadas en la cáscara). El “olor a petrel” corresponde a un aroma similar al pescado y el nitrato, muy particular y

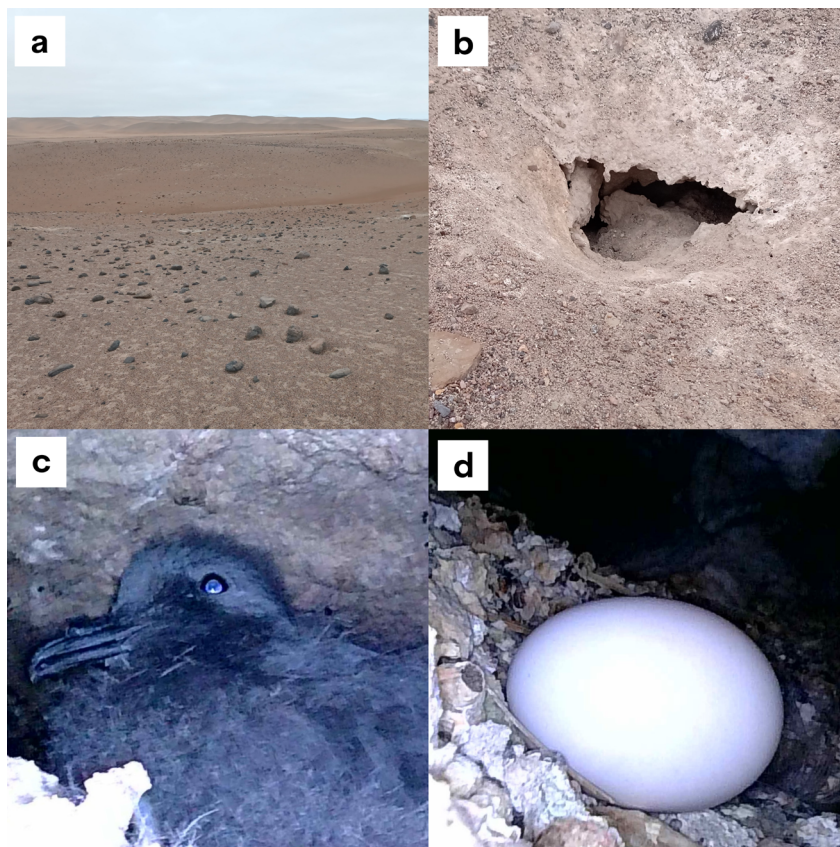


Figura 4. Registros fotográficos de los hallazgos que confirman a Pampa Pie de Candela como sitio de reproducción de Golondrina de Mar Negra (*Hydrobates markhami*). **a)** Ambiente del sitio reproductivo de Pampa Pie de Candela, **b)** entrada de nido, **c)** polluelo de Golondrina de Mar Negra y **d)** huevo encontrado al interior de un nido.

presente en los nidos de las golondrinas de mar.

Se observaron también individuos de Chirihue de Raimondi (*Sicalis raimondii*) utilizando cavidades contiguas a los nidos descritos, probablemente para nidificar o descansar, sin descartar que utilicen las mismas cavidades en las cuales nidifica la Golondrina de Mar Negra.

Con respecto a las amenazas, el sitio es atravesado por un camino el cual eventualmente podría ser expandido o atraer otro tipo de amenazas, como la basura, o la construcción de infraestructura de diversa índole. Además, en los alrededores es evidente el avance de las tierras destinadas para la agricultura, y al encontrarse cerca de una quebrada con recursos hídricos (río Sama), se convierte en un riesgo inminente.

DISCUSIÓN

Tras nuestra prospección, se descubrió el primer sitio reproductivo de Golondrina de Mar Negra para el extremo sur del Perú, en el departamento de Tacna y en la zona denominada Pampa Pie de Candela. Asimismo, no se encontraron sitios reproductivos para ninguna otra especie de golondrina de mar.

El descubrimiento de este sitio, se suma a los sitios de reproducción conocidos para la Golondrina de Mar Negra. Sin embargo, es necesario realizar prospecciones para entender si es que existen más sitios de reproducción además de Paracas (Jahncke 1994) e Isla La Vieja (García-Godos et al. 2002). Además, no se descarta la existencia de sitios reproductivos en las pampas contiguas a Chile, no visitadas en esta expedición, pues son áreas de propiedad militar en zonas fronterizas. Sin embargo, parece poco probable que en la zona comprendida entre Arequipa y Tacna existan colonias tan numerosas como Chaca o Camarones (Barros et al. 2019, Medrano et al. 2019) debido a sus diferencias geográficas y topográficas con el norte de Chile, ya que se observó muchísima menos acumulación de costra salina de forma superficial en los sitios explorados. No se debe descartar que individuos de la especie que nidifican en el extremo norte de Chile, caigan atraídos por las luminarias presentes en el sur del Perú. Por ende, hasta la fecha, la mayor parte de la población conocida sigue estando en el desierto de Atacama de Chile.

Pese a que se exploraron sitios con características similares a colonias conocidas para la Golondrina de Mar Chica (*Oceanites gracilis*) y Golondrina de Mar de Collar (*Hydrobates hornbyi*), incluyendo sitios con costras de salinas y quebradas rocosas (Medrano et

al. 2019, Barros et al. 2019, Pino et al. 2021), no se encontró ningún nido de estas especies. Sin embargo, es necesario realizar nuevas prospecciones considerando una mayor cantidad de tiempo de búsqueda, pues los sustratos para estas especies pueden ser menos evidentes, mucho más amplios geográficamente y accidentados. Especialmente en el caso de la Golondrina de Mar de Collar la cual, debido a recientes descubrimientos (Pino et al. 2021, Gutiérrez et al. datos no publicados), se ha asociado fuertemente a quebradas rocosas cercanas al mar similares a las serranías costeras al sur de la ciudad de Antofagasta.

Adicionalmente, la fenología encontrada en este estudio coincide con la fenología del centro de Perú y de Arica, con polluelos en noviembre (Jahncke 1994, Barros et al. 2019, Medrano et al. 2019). Es relevante tomar en cuenta estos resultados para planificar la reducción de la contaminación lumínica en Perú, especialmente en los meses donde vuelan los volantones (Silva et al. 2020). En este caso, es esperable que los volantones dejen los sitios de reproducción entre noviembre y enero (Medrano et al. 2019).

La conservación de las golondrinas de mar es un desafío para la institucionalidad ambiental. En este sentido, puede ser valiosa la experiencia en el norte de Chile, donde en primer lugar, se realizaron múltiples expediciones para la búsqueda de sitios de reproducción y levantar información acerca de las amenazas de cada sitio. Esto ha sido fundamental para lograr clasificar a las especies según el Reglamento de Clasificación de Especies del Ministerio del Medio Ambiente, logrando así determinar niveles de amenaza. Lo último permitió la elaboración de un Plan de Recuperación Conservación y Gestión (RECOGE) de las Golondrinas de Mar del Norte de Chile (Decreto Supremo N° 6/2022 MMA) que, a través del trabajo de instituciones públicas, ONG, empresas y academia, establece lineamientos y acciones que tienen por objetivos mejorar el estado de conservación de este grupo de especies. Dentro de estas acciones, se encuentran por ejemplo la protección oficial de sitios, el monitoreo de las poblaciones, y afrontar aquellas amenazas de mayor importancia como por ejemplo la iluminación inadecuada, para la cual modificar la norma de contaminación lumínica y publicar una Guía Para la Iluminación Amigable con Aves Marinas en Chile (OikonoS-ROC-OPCC 2022) han sido dos de los principales avances en esta arista.

Tras este estudio, y considerando las amenazas potenciales en las colonias de esta especie, y el evidente aumento de la iluminación en las costas del

Perú, se deberían realizar nuevas prospecciones para la búsqueda de colonias o sitios reproductivos. Pensamos que es necesario explorar especialmente la zona costera del departamento de Tacna, y las pampas contiguas a la frontera con Chile que podrían ser similares a Pampa Chuño, un sitio de reproducción de Golondrina de Mar Negra con presencia de costra salina cubierta de arena y piedrecillas (Barros et al. 2019). Además, en cada sitio donde se encuentren colonias, se debería levantar información sobre las amenazas actuales de los sitios, para posteriormente iniciar su proceso de protección, lo cual es de fundamental para el estado de las poblaciones de este amenazado grupo de especies.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a American Bird Conservancy, por su ayuda con el levantamiento de fondos y el soporte técnico que hizo posible parte de esta expedición. También a Rodrigo Silva e Ivo Tejeda de la Red de Observadores de Aves y Vida Silvestre de Chile por el gran soporte institucional y guía profesional que nos brindaron para el desarrollo de esta exitosa expedición.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- ALONSO R (2006) Ambientes evaporíticos continentales de Argentina. *INSUGEO: Serie de Correlación Geológica* 21:155-170
- BARROS R, MEDRANO F, NORAMBUENA HV, PEREDO R, SILVA R, DE GROOTE F Y SCHMITT F (2019) Breeding phenology, distribution and conservation status of Markham's Storm-Petrel *Oceanodroma markhami* in the Atacama Desert. *Ardea* 107:75-84. <https://doi.org/10.5253/arde.v107i1.a1>
- CROXALL JP, BUTCHART SHM, LASCELLES B, STATERSFIELD AJ, SULLIVAN B, SYMES A Y TAYLOR P (2012) Seabird conservation status, threats and priority actions: a global assessment. *Bird Conservation International* 22(1):1-34. <https://doi.org/10.1017/S0959270912000020>
- DECRETO SUPREMO N° 6/2022. Ministerio del Medio Ambiente (MMA). Plan de recuperación, conservación y gestión de las golondrinas de mar del norte de Chile
- DIAS MP, MARTIN R, PEARMAIN EJ, BURFIELD IJ, SMALL C, PHILLIPS RA, YATES O, LASCELLES B, BORBOROGLU PG Y CROXALL JP (2019) Threats to seabirds: a global assessment. *Biological Conservation* 237:525-537. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.06.033>
- GARCÍA-GODOS I, GOYA E Y JAHNCKE J (2002) The diet of Markham's Storm Petrel *Oceanodroma markhami* on the central coast of Peru. *Marine Ornithology* 30:77-83
- GASTON A (2004) Seabirds: A Natural History New Haven. Yale University Press
- JAHNCKE J (1994) Biología y conservación de la Golondrina de Tempestad Negra *Oceanodroma markhami* (Salvin 1883) en la Península de Paracas, Perú. Informe técnico. APECO, Lima
- LUTMERDING JA Y LOVE AS (2009) Longevity Records of North American Birds. Version 2009.1. Patuxent Wildlife Research Center. Bird Banding Laboratory. Laurel MD
- MEDRANO F, DRUCKER J Y JARAMILLO A (2021a) Markham's Storm-Petrel (*Hydrobates markhami*), version 2.1. In Birds of the World (T. S. Schulenberg, S. M. Billerman, and B. K. Keeney, Editors). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.maspet.02.1>
- MEDRANO, F, J DRUCKER Y A JARAMILLO (2021b). Ringed Storm-Petrel (*Hydrobates hornbyi*), version 2.1. In Birds of the World (T. S. Schulenberg and B. K. Keeney, Editors). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.rispet1.02.1>
- MEDRANO F, SILVA R, BARROS R, TERÁN R, PEREDO R, GALLARDO B, CERPA P, DE GROOTE F, GUTIÉRREZ P Y TEJEDA I (2019) Nuevos antecedentes sobre la historia natural y conservación de la Golondrina de Mar Negra (*Oceanodroma markhami*) y la Golondrina de Mar de Collar (*Oceanodroma hornbyi*) en Chile. *Revista Chilena de Ornitología* 25:21-30
- OIKONOS-ROC-OPCC (2022) Guía para una Iluminación Amigable con Aves Marinas en Chile
- PINO R, MORA M Y SEPÚLVEDA C (2021) A new breeding site of Hornby's Storm-Petrel. *Oryx* 55(5):652. <https://doi.org/10.1017/S0030605321000892>
- SILVA R, MEDRANO F, TEJEDA I, TERÁN D, PEREDO R, BARROS R Y TORO-BARROS B (2020) Evaluación del impacto de la contaminación lumínica sobre las aves marinas en Chile: Diagnóstico y propuestas. *Ornitología Neotropical* 31(1):13-24. <https://doi.org/10.58843/ornneo.v31i1.575>
- WINKLER DW, BILLERMAN SM Y LOVETTE IJ (2020a) Northern Storm-Petrels (Hydrobatidae), version 1.0. In Birds of the World (S. M. Billerman, B. K. Keeney, P. G. Rodewald, and T. S. Schulenberg, Editors). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.hydrob1.01>
- WINKLER DW, BILLERMAN SM Y LOVETTE IJ (2020b) Southern Storm-Petrels (Oceanitidae), version 1.0. In Birds of the World (S. M. Billerman, B. K. Keeney, P. G. Rodewald, and T. S. Schulenberg, Editors). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.oceani2.01>



DATOS DE LA DIETA DE COTORRITA ALIRROJA (*Touit huetii*) DESDE LA AMAZONIA ECUATORIANA

FEEDING DATA ON THE SCARLET-SHOULDERED PARROTLET (*Touit huetii*) FROM THE ECUADORIAN AMAZON

Héctor Cadena-Ortiz^{1,2*} & Álvaro J. Pérez³

¹Pajareando Ando Ecuador. 170610, Quito, Ecuador

²Instituto Nacional de Biodiversidad. Calle Rumipamba 341 y Av. de los Shyris, 17-07-8976, Quito, Ecuador

³Herbario QCA, Escuela de Ciencias Biológicas, Pontificia Universidad Católica del Ecuador, Av. 12 de Octubre 1076 y Roca, 17-01-2184, Quito, Ecuador

*fercho_cada@yahoo.es

RESUMEN: La Cotorrita Alirroja (*Touit huetii*) es la única de las siete especies del género *Touit*, de la que no existen datos publicados sobre su dieta. En marzo de 2023, en Puerto Madero, Sucumbíos, noreste de Ecuador, registramos bandadas de Cotorrita Alirroja alimentándose de la corteza de *Terminalia catappa* y de la corteza y las hojas de *Syzygium malaccense*, dos árboles ornamentales originarios de Asia. El consumo sobre estructuras vegetativas que poseen resina ha sido poco registrado en psitácidos neotropicales. Sugerimos que estas dos especies podrían ser importantes en la dieta de la Cotorrita Alirroja y que esto podría deberse a que poseen compuestos activos específicos con propiedades de relevancia para la salud de los individuos (e.g., antibacterianas, antifúngicas hepato-protectoras, o antiinflamatorias). Resaltamos la necesidad profundizar estas observaciones para entender si su consumo es un patrón generalizado.

PALABRAS CLAVE: corteza, dieta, hojas, loro, *Psittacidae*, *Touit huetii*

ABSTRACT: The Scarlet-shouldered Parrotlet (*Touit huetii*) is the only one from the seven species of the genus *Touit* with no published data on its diet. In March 2023, in Puerto Madero, Sucumbíos, Northeast of Ecuador, we recorded flocks of Scarlet-shouldered Parrotlet feeding on the bark of *Terminalia catappa* and the bark and leaves of *Syzygium malaccense*, both ornamental trees introduced from Asia. Consumption of resin-secreting vegetative structures has been rarely recorded in Neotropical psittacines. We suggest that these two resources may be important in the diet of the Scarlet-shouldered Parrotlet and that this could be due to the fact that they have specific active compounds with properties of relevance for the health of individuals (e.g., antibacterial, antifungal, hepato-protective, or anti-inflammatory). We highlight the need for further observations to understand if their consumption is a generalized pattern.

KEYWORDS: bark, diet, leaves, parrot, *Psittacidae*, *Touit huetii*

La dieta en las especies del orden de los Psittaciformes es generalmente diversa pudiendo estar compuesta de frutas, semillas, flores, hojas, néctar, corteza, tallos e incluso invertebrados (Renton et al. 2015, Benavidez et al. 2018). Esta variabilidad dietaria está directamente relacionada con la disponibilidad y fenología de los recursos vegetales; por ello, los psitácidos tienen movimientos entre hábitats en busca

de estos recursos, estrategia que también les permite responder a las presiones de cambios globales, como el cambio de uso de suelo (Renton et al. 2015). Adicionalmente, los psitácidos tienen alta plasticidad en su dieta, permitiéndoles incorporar nuevos recursos alimenticios. Por ejemplo, los psitácidos neotropicales consumen una baja proporción de plantas exóticas (3.3%) (Benavidez et al. 2018), sin embargo, el uso de

especies no nativas y también de plantas cultivadas, pone a los psitácidos en competencia directa con los humanos, quienes los pueden llegar a considerar como plagas (Bucher 1992).

Los psitácidos del Neotrópico consumen principalmente semillas y frutas (Renton et al. 2015, Benavidez et al. 2018). Esto concuerda con lo documentado para seis de las siete especies que abarca el género *Touit* (Troncoso et al. 1995, Pimentel y Olmos 2011, Liu y Lyons 2012, Simpson y Simpson 2012, Collar y Boesman 2020, Collar et al. 2020a, 2020b), considerando a Cotorrita Cariroja *Touit costaricensis* conespecífico de la Cotorrita Cariazul (*Touit dilectissimus*) (Remsen et al. 2023). Esta podría también ser la dieta de la Cotorrita Alirroja (*Touit huetii*), la séptima especie del género. Sin embargo, hasta el momento no se ha publicado información al respecto (Liu y Lyons 2012, Collar et al. 2020c). Por lo tanto, en el presente trabajo damos a conocer los primeros datos sobre su ecología alimenticia a partir de observaciones realizadas durante cuatro días seguidos en la localidad de Puerto Madero, Ecuador.

La Cotorrita Alirroja es pequeña, mide entre 15-16 cm, es mayormente verde, con cola cuadrada y corta, sus caracteres diagnósticos son el azul extendido en sus alas, parte anterior de la cara azul (excepto en inmaduros), corona y coberteras auriculares de color marrón oliva, y parte superior de la cola en gran parte rojiza en los machos y amarillo verdoso con la punta negra en hembras e inmaduros (Collar et al. 2020c). Está presente de manera dispersa a través de Venezuela, Guyana, Colombia, Ecuador, Perú, Bolivia y Brasil, sin saber si los vacíos en este rango son genuinos (Collar et al. 2020c). En Ecuador es nativa y se encuentra en las bajuras amazónicas, dónde es rara o se sugiere está pasada por alto (Freile y Restall 2018). A pesar de estar catalogada como de Preocupación Menor, su tendencia poblacional es decreciente y sus principales amenazas son su captura para el comercio y la acelerada pérdida de hábitat, particularmente en la Amazonía (Birdlife International 2022).

Las observaciones las realizamos del 27 al 30 de marzo de 2023, con duraciones de 30 min a 2 h, en los patios de dos casas en Puerto Madero (0°05'S, 77°11'O, 370 msnm), en la orilla norte del río Coca, provincia de Sucumbíos, amazonia noreste de Ecuador (ver video en <https://youtu.be/mhoXmE75wly?si=1tiYY-Y5a4U3L6Z97>). Puerto Madero es un pequeño caserío no mayor a 2 km², con casas modestas, en su mayoría de madera, sus patios con abundantes plantas nativas e introducidas como ornamentales. El caserío está rodeado de áreas dedicadas a la ganadería y agricul-

tura con escasos relictos boscosos. En la orilla sur del río Coca se extiende el Parque Nacional Sumaco Napo-Galeras con mayores extensiones de bosque, a 7.5 km hacia el oeste de Puerto Madero.

No pudimos contar el número exacto de cotorritas en cada evento, debido a su pequeño tamaño, su color similar al de las hojas de las plantas que forrajeó, y a que en cada observación estaban en constante movimiento entre las ramas. Sin embargo, al inicio de cada evento, contamos de derecha a izquierda, una sola vez, el número de individuos observados, considerándose esto como un estimado de su abundancia real.

El 27 de marzo de 2023 a las 8:30 h, observamos una bandada de al menos 20 individuos de Cotorrita Alirroja alimentándose de la corteza de un árbol de *Terminalia catappa* (Combretaceae; altura: 9 m, DAP: 112 cm), localmente conocido como Almendro. El día estuvo soleado, sin lluvia, las cotorritas ocuparon toda la copa del árbol, raspando con su pico e ingiriendo la corteza de las ramas, a la par vocalizaban fuerte y constantemente (Fig. 1A).

Un poblador comentó que todos los días llegan una gran cantidad de estas cotorritas y que suele golpear con un palo las ramas para ahuyentarlas. También mencionó que las cotorritas mataron a otro árbol similar, que ellos sembraron de ornamento, indicando un tronco seco, a pocos metros del árbol en cuestión. Sin embargo, si bien observamos el daño físico en la corteza, no hay evidencia certera de que las cotorritas fueran la causa de muerte de la planta. Frente a los golpes del poblador, algunas cotorritas volaron, pero otras se mantuvieron en el árbol, ya en silencio y siguieron ingiriendo la corteza, hasta que abandonamos el sitio.

El 28 de marzo de 2023 llegamos al sitio más temprano, y observamos que a las 7:45 h, arribaron, desde el sur, ocho individuos de la Cotorrita Alirroja al mismo árbol de Almendro. Los pobladores comentaron que por la lluvia de ese día no habían llegado más. Los ocho individuos estuvieron posados por unos breves minutos en silencio, sin evidencia de consumo de la planta.

El 29 de marzo de 2023 a las 7:00 h observamos cuatro cotorritas en el árbol de Almendro, forrajeando de la corteza en silencio. El día continuaba con lluvia leve. Regresamos a observar el árbol a las 10:00 h y encontramos un solo individuo perchado en silencio.

El 30 de marzo de 2023, no hubo lluvia y a las 6:40 h observamos cuatro cotorritas forrajeando en silencio, de la corteza del mismo árbol de Almendro. Al mismo tiempo, al menos 15 cotorritas estaban

perchadas en un árbol de *Inga* sp. (Guaba) a 60 m de distancia. No observamos evidencia de consumo, y permanecieron en el árbol por pocos minutos, con ligeras vocalizaciones, antes de volar hacia el norte. A las 7:00 h, vocalizaciones continuas (oír en Cadena 2023), provenientes de unos 100 m al norte del árbol de Almendro nos permitieron observar una bandada de al menos 20 individuos de Cotorritas Alirroja. Las mismas estaban alimentándose de la corteza de un árbol de *Syzygium malaccense* (Myrtaceae; altura: 11 m, DAP: 114 cm, conocido como Pera o Pomarroja). Sólo un individuo estaba alimentándose de las hojas de este árbol (Fig. 1B). A las 7:35 h al menos 15 individuos volaron hacia el sur, los que quedaron continuaron forrajeando, pero ya en silencio.

Es de resaltar que en las dos ocasiones que observamos a las Cotorritas Alirroja forrajeando en grupo de más de 20 individuos, lo hicieron de manera ruidosa, y en las cuatro ocasiones que observamos forrajeando menos de 10 individuos lo hicieron en silencio. En contraste, la Cotorrita Sietecolores (*Touit batavicus*) forrajea únicamente en silencio (Troncoso et al. 1995, Buitrón-Jurado y Sanz 2016). El comportamiento silencioso de las Cotorritas Alirroja cuando están en grupos pequeños, sumado a que son poco conspicuas, por tamaño y color, respalda que esta especie sea pasada por alto, sea considerada rara, tenga una distribución conocida fragmentada y por ende sea difícil de observar y estudiar.

El consumo que observamos de la Cotorrita Alirroja sobre estructuras vegetativas como el tallo y que poseen resina, es poco común en psitácidos neotropicales (ver Buitrón-Jurado y Sanz 2016). El consumo de estas estructuras y de corteza se ha registrado previamente en dos especies del género *Touit*, en la Cotorrita Sietecolores (Buitrón-Jurado y Sanz 2016) y en la Cotorrita Purpurada (*Touit purpuratus*) (Díaz y Álvarez 2014). Nuestros resultados muestran que la corteza y las hojas son recursos que podrían ser importantes en la dieta de la Cotorrita Alirroja, considerando que nuestros registros fueron reiterados, y que los pobladores locales mencionan que es un comportamiento diario. Además, existen al menos tres registros con evidencia fotográfica en la plataforma eBird de esta especie consumiendo corteza (Seeholzer 2022, Urueña 2022, Torres 2023) y dos registros consumiendo hojas (Chavez 2021, García 2023), en la amazonia sur de Colombia. Las plantas consumidas no pudieron ser identificadas en las fotos. Sin embargo, no podemos descartar el consumo habitual de frutos, comportamiento común en loros pequeños (Renton et al. 2015) y particularmente en especies del género *Touit* que consumen frutos del género *Clusia* (Troncoso et al. 1995, Liu y Lyons 2012, Simpson y Simpson 2012, Collar y Boesman 2020, Collar et al. 2020a, 2020b). Es probable que la Cotorrita Alirroja consuma frutos al igual que sus congéneres, pero no tenemos conocimiento que haya publicaciones científicas al respecto.



Figura 1. Cotorrita Alirroja (*Touit huetii*) alimentándose de árboles ornamentales originarios de Asia, marzo de 2023, Puerto Madero, Ecuador. **A)** Individuo alimentándose de la corteza de *Terminalia catappa*. **B)** Individuo alimentándose de hojas de *Syzygium malaccense* (Fotos: HC)

El consumo de corteza y hojas podría variar a lo largo del año. Tanto los registros en Colombia como los nuestros se efectuaron en el primer trimestre del año, cuando hay menos lluvia en la zona (Garwood et al. 2023) lo que podría afectar la disponibilidad de recursos. La abundancia de frutas, semillas y flores tiene una gran variabilidad temporal y espacial, por lo que los Psittaciformes deben desplazarse más o buscar otros recursos alimentarios (Renton et al. 2015) pudiendo acercarse a las ciudades en épocas de escasez de recursos en ambientes naturales o establecerse en estas por recursos exóticos con mayores periodos de fructificación (Álvarez-Castillo et al. 2022). La Cotorrita Alirroja podría también consumir preferencialmente estas especies de plantas en particular, por sus compuestos activos específicos. El Almendro tiene propiedades antibacteriales, anticancerígenas, hepato-protector, antiinflamatorias y afrodisíacas (Neelavathi et al. 2013); así mismo Pomarrosa tiene propiedades antibacteriales y antifúngicas (Hapida et al. 2021). Por otra parte, también se ha visto que en psitácidos el consumo de hojas y corteza como una fuente de sodio, que al igual que la geofagia, tiene el fin de desintoxicar (Brightsmith y Cáceres 2017). Dada la baja cantidad de registros de alimentación de estas especies, resaltamos la necesidad de continuar las investigaciones para entender si el consumo de estructuras vegetativas y el consumo de especies no nativas es un patrón generalizado en loros pequeños y cuál sería el mecanismo asociado (Díaz y Álvarez 2014, Buitrón-Jurado y Sanz 2016).

El consumo de la Cotorrita Alirroja de Almendro y Pomarrosa, ambas especies de árboles originarias de Asia e introducidas como ornamentales, evidenció la existencia de un conflicto gente-fauna, lo que se ha registrado también en otros psitácidos (Bucher 1992, Bahía et al. 2022), problemática que se agrava con la destrucción de las áreas naturales y el aumento de zonas urbanizadas con especies no nativas o de áreas agrícolas (Barbosa et al. 2021). La información provista por los pobladores, aunque anecdótica, indica que el consumo de estas plantas es frecuente. Adicionalmente, los registros a través de plataformas como eBird, una herramienta que promueve la ciencia ciudadana (Sullivan et al. 2014), muestran que el consumo de corteza y hojas no se da solo en una localidad. Se invita a los observadores de aves a prestar mayor atención de qué estructuras vegetativas ingiere la Cotorrita Alirroja, así como de otras especies de este grupo de aves, tomando en lo posible fotos detalladas de las plantas para llegar a la identidad específica de las mismas. El aporte del trabajo científico y de ciencia

ciudadana sumando registros detallados, pueden ser útiles para generar más conocimiento sobre especies poco conocidas como esta cotorrita, que no es registrada fácilmente en el campo.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- ÁLVAREZ-CASTILLO C, MACGREGOR-FORS I, ARIAGA-WEISS SL, MOTA-VARGAS C Y SAN-TIAGO-ALARCON D (2022) Abundance of White-fronted Parrots and diet of an urban parrot assemblage (Aves: Psittaciformes) in a green Neotropical city. *Avian Research* 13:100019. <https://doi.org/10.1016/j.avrs.2022.100019>
- BAHIA R, LAMBERTUCCI SA, PLAZA PI Y SPEZIALE KL (2022) Antagonistic-mutualistic interaction between parrots and plants in the context of global change: Biological introductions and novel ecosystems. *Biological Conservation* 265:109399. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109399>
- BARBOSA JM, HIRALDO F, ROMERO MA Y TELLA JL (2021) When does agriculture enter into conflict with wildlife? A global assessment of parrot-agriculture conflicts and their conservation effects. *Diversity and Distributions* 27:4-17. <https://doi.org/10.1111/ddi.13170>
- BENAVIDEZ A, PALACIO FX, RIVERA LO, ECHEVARRIA AL Y POLITI N (2018) Diet of Neotropical parrots is independent of phylogeny but correlates with body size and geographical range. *The Ibis* 160:742-754. <https://doi.org/10.1111/ibi.12630>
- BIRDLIFE INTERNATIONAL (2022) *Touit huetii*. The IUCN Red List of Threatened Species 2022:e.T22686014A209587238. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2022-1.RLTS.T22686014A209587238>
- BRIGHTSMITH DJ Y CÁCERES A (2017) Parrots consume sodium-rich palms in the sodium-deprived landscape of the Western Amazon Basin. *Biotropica* 49(6):921-931. <https://doi.org/10.1111/btp.12479>
- BUCHER EH (1992) Neotropical parrots as agricultural pests. Pp: 201-219 en: BEISSINGER SR Y SNYDER NER (eds) *New World parrots in crisis: solutions from conservation biology*. Smithsonian Institution Press, Washington, DC
- BITRÓN-JURADO G Y SANZ V (2016) Notes on the diet of the endemic Red-Eared Parakeet *Pyrrhura hoematotis* and other Venezuelan Montane Parrots. *Ardeola* 63:357-367. <https://doi.org/10.13157/arla.63.2.2016.sc2>
- CADENA H (2023) eBird Checklist: <http://ebird.org/ebird/view/checklist/S133008694>. eBird: An online database of bird distribution and abundance (web application). eBird, Ithaca. <http://www.ebird.org>
- CHAVEZ L (2021) eBird Checklist: <http://ebird.org/ebird/view/checklist/S85198649>. eBird: An online database of bird distribution and abundance (web application). eBird, Ithaca. (URL: <http://www.ebird.org>)

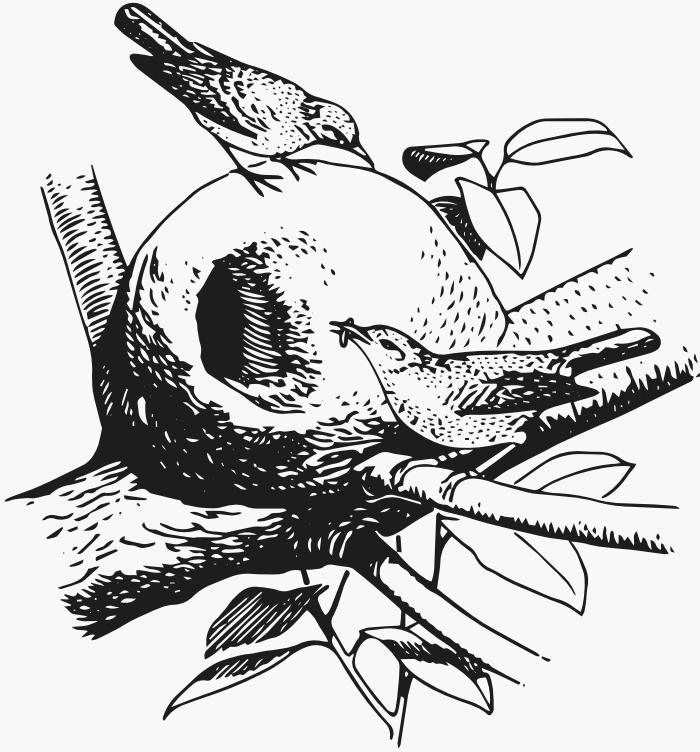
- COLLAR N Y BOESMAN PFD (2020) Red-fronted Parrotlet (*Touit costaricensis*). En: DEL HOYO J, ELLIOTT A, SARGATAL J, CHRISTIE DA Y DE JUANA E (eds) Birds of the World. Version 1.0. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.refpar1.01>
- COLLAR N, BOESMAN PFD Y BONAN A (2020a) Spot-winged Parrotlet (*Touit stictopterus*). En: DEL HOYO J, ELLIOTT A, SARGATAL J, CHRISTIE DA Y DE JUANA E (eds) Birds of the World. Version 1.0. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. [HTPS://DOI.ORG/10.2173/BOW.SPWPAR2.01](https://doi.org/10.2173/bow.SPWPAR2.01)
- COLLAR N, BONAN A, BOESMAN PFD Y DE JUANA E (2020b) Sapphire-rumped Parrotlet (*Touit purpuratus*). En: DEL HOYO J, ELLIOTT A, SARGATAL J, CHRISTIE DA Y DE JUANA E (eds) Birds of the World. Version 1.0. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.sarpar2.01>
- COLLAR N, BOESMAN PFD Y KIRWAN GM (2020c) Scarlet-shouldered Parrotlet (*Touit huetii*). En: DEL HOYO J, ELLIOTT A, SARGATAL J, CHRISTIE DA Y DE JUANA E (eds) Birds of the World. Version 1.0. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.scspar1.01>
- DÍAZ JA Y ÁLVAREZ ALONSO J (2014) Registros del Periquito de Lomo Zafiro *Touit purpuratus* y notas sobre su alimentación en Loreto, Perú. *Cotinga* 36:103-106
- FREILE J Y ROBIN R (2018) Birds of Ecuador. London: Helm
- GARCÍA J (2023) eBird Checklist: <http://ebird.org/ebird/view/checklist/S131514821>. eBird: An online database of bird distribution and abundance (web application). eBird, Ithaca. (URL: <http://www.ebird.org>)
- GARWOOD NC, METZ MR, QUEENBOROUGH SA, PERSSON V, WRIGHT SJ, BURSLEM DFRP, ZAMBRANO M Y VALENCIA R (2023) Seasonality of reproduction in an ever-wet lowland tropical forest in Amazonian Ecuador. *Ecology* e4133. <https://doi.org/10.1002/ecy.4133>
- HAPIDA Y, ELFITA, WIDJAJANTI H Y SALNI (2021) Biodiversity and antibacterial activity of endophytic fungi isolated from jambu bol (*Syzygium malaccense*). *Biodiversitas* 22:5668-5677. <https://doi.org/10.13057/biodiv/d221253>
- LIUVJ Y LYONS JA (2012) Notes on the feeding activity and diet of the Blue-fronted Parrotlet (*Touit dilectissima*) in north-west Ecuador. *Boletín SAO* 21:45-49
- NEELAVATHI P, VENKATALAKSHMI P Y BRINDHA P (2013) Antibacterial activities of aqueous and ethanolic extracts of *Terminalia catappa* leaves and bark against some pathogenic bacteria. *International Journal of Pharmacy and Pharmaceutical Sciences* 5:114-120
- PIMENTEL L Y OLMOS F (2011) The birds of Reserva Ecológica Guapiaçu (REGUA), Rio de Janeiro, Brazil. *Cotinga* 33:6-22
- REMSEN JV JR, ARETA JI, BONACCORSO E, CLARAMUNT S, DEL-RIO G, JARAMILLO A, LANE DF, ROBBINS MB, STILES FG Y ZIMMER KJ (2023) A classification of the bird species of South America. Versión 31 March 2023. American Ornithological Society (URL: <http://www.museum.lsu.edu/~Remsen/SACCBaseline.htm>)
- RENTON K, SALINAS-MELGOZA A, DE LABRA-HERNÁNDEZ MA Y DE LA PARRA-MARTÍNEZ SM (2015) Resource requirements of parrots: nest site selectivity and dietary plasticity of Psittaciformes. *Journal of Ornithology* 156:73-90. <https://doi.org/10.1007/s10336-015-1255-9>
- SEEHOLZER G (2022) eBird Checklist: <http://ebird.org/ebird/view/checklist/S107234469>. eBird: An online database of bird distribution and abundance (web application). eBird, Ithaca. (URL: <http://www.ebird.org>)
- SIMPSON R Y SIMPSON E (2012) Behavioural notes on Brown-backed Parrotlet *Touit melanonotus* in Ubaituba, São Paulo, Brazil. *Cotinga* 34:19-23
- SULLIVAN BL, AYCRIGG JL, BARRY JH, BONNEY RE, BRUNS N, COOPER CB, DAMOULAS T, DHONDT AA, DIETTERICH T, FARNSWORTH A, FINK D, FITZPATRICK JW, FREDERICKS T, GERBRACHT J, GOMES C, HOCHACHKA WM, ILIFF MJ, LAGOZE C, LA SORTE FA, MERRIFIELD M, MORRIS W, PHILLIPS TB, REYNOLDS M, RODEWALD AD, ROSENBERG KV, TRAUTMANN NM, WIGGINS A, WINKLER DW, WONG W-K, WOOD CL, YU J Y KELLING S (2014) The eBird enterprise: An integrated approach to development and application of citizen science. *Biological conservation* 169:31-40. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.11.003>
- TORRES J (2023) eBird Checklist: <http://ebird.org/ebird/view/checklist/S127787613>. eBird: An online database of bird distribution and abundance (web application). eBird, Ithaca. (URL: <http://www.ebird.org>)
- TRONCOSO FP, VAN DER WOLF PAJ Y AHUMADA JA (1995) The Lilac-tailed Parrotlet (*Touit Batavica*), a new record for Colombia. *Caldasia* 18:147-148
- URUEÑA L (2022) eBird Checklist: <http://ebird.org/ebird/view/checklist/S107602791>. eBird: An online database of bird distribution and abundance (web application). eBird, Ithaca. (URL: <http://www.ebird.org>)



— *Establecida en 1917* —

El HORNERO

Revista de Aves Argentinas · Sociedad Ornitológica del Plata



Volumen 38 – Número 2 – Diciembre 2023

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



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

