



Tamaño poblacional y censo de nidos de la especie *Ara macao* (Psittacidae) en la Península de Nicoya, Costa Rica

[*Population size and nest census of the species Ara macao (Psittacidae) in the Nicoya Peninsula, Costa Rica*]

Eduardo Artavia-Durán
Projects Abroad Costa Rica
Apartado postal 2851-3000, Heredia, Costa Rica.
Correo Electrónico: eduard90@gmail.com

Resumen

La lapa roja (*Ara macao*) es un ave de gran belleza. A nivel general, sus poblaciones se encuentran reducidas y se enfrentan ante la problemática de extracción ilegal de pichones para ser comercializados como mascotas. El remanente poblacional de lapa roja de la península de Nicoya se ha visto críticamente reducido en los últimos 20 años, quedando restringida a pequeñas poblaciones reproductivas en las faldas del Parque Nacional Barra Honda y el Parque Nacional Palo Verde, representando la última población autóctona del noroeste de Costa Rica. Esta investigación encontró 14 individuos y siete nidos de *A. macao* en el área de influencia de ambas áreas silvestres protegidas, en un período de dos años (2016-2017) y se ha constatado la presencia de tres pichones nuevos. Los individuos están distribuidos en un área heterogénea de más de ochocientos kilómetros cuadrados. La población se muestra sensible, pero con una leve tendencia al crecimiento poblacional.

Palabras claves: conservación, lapa roja, nidos, pichones, vuelo

Abstract

The scarlet macaw (*Ara macao*) is a bird of great beauty. In general, its populations are reduced, and they face the problem of illegal extraction of juveniles to be sold as pets. The remaining population of scarlet macaws of the Nicoya Peninsula has been critically reduced in the last 20 years, being restricted to small breeding populations in the foothills of Barra Honda National Park and Palo Verde National Park, representing the last indigenous population of the northwest of Costa Rica. This research found 14 individuals and seven nests in both protected areas, during a period of two years



(2016-2017) and has confirmed the presence of three new chicks. The individuals are distributed in a heterogeneous area of more than eight hundred square kilometers. The population is sensitive, but with a slight tendency toward population growth.

Keywords: chicks, conservation, flight, scarlet macaw, nests

Introducción

La lapa roja (*Ara macao*) está distribuida desde el sur de México hasta Bolivia. Hay dos subespecies reconocidas: *A. m. cyanoptera*, que se encuentra desde México hasta Nicaragua y *A. m. macao*, que se encuentra desde Panamá y hasta el resto de su distribución en Suramérica (Portillo 2015), siendo Costa Rica el punto probable de encuentro de ambas subespecies (O. Monge, com. pers.). Las poblaciones de *A. macao* se encuentran reducidas a lo largo de su rango de distribución. La causa principal es la extracción ilegal de pichones de los nidos para ser comercializados en el mercado de mascotas (Elizondo 2000, Matuzak y Dear 2003, y Vaughan *et al.* 2009).

En el Parque Nacional Barra Honda y zonas aledañas se realizó un estudio preliminar de esta especie en el año 2011, que indica la existencia de una población permanente en el sitio, la cual está sumamente reducida, hecho asociado a la presión por robo de pichones antes mencionado (Artavia, datos sin publicar). Sandoval y Sánchez (2011) confirman que el remanente poblacional de lapa roja de la península de Nicoya se ha visto críticamente reducido en los últimos 20 años, quedando restringida a pequeñas poblaciones reproductivas en Cerros de Rosario y las

faldas del Parque Nacional Barra Honda. La información es escasa pero preliminarmente se estimaba en menos de 12 individuos en el área para el año 2011, con tan sólo tres parejas reproductivas confirmadas hasta ese momento, las cuales criaron tres individuos hasta su etapa de los primeros vuelos hasta el año 2015 (Artavia y Cubero, datos sin publicar). La población puede haber aumentado, pero hasta ahora no existían datos posteriores a los primeros vuelos que así lo indicaran. Stiles y Skutch (2007) aseguran que la especie puede volar en grupos de 25 individuos y que hasta 50 individuos se pueden agrupar en un árbol que les proporciona alimento. Es decir, la población de la península de Nicoya se encuentra en un estado crítico en comparación con lo que indica su historia en la zona. Se ha divisado otra posible población en cerros de Rosario (5 km al noreste del Parque Nacional Barra Honda) pero se cree que los individuos ahí presentes pueden ser la misma población que la que se encuentra en el sector sur del área de influencia del Parque Nacional Barra Honda, al igual que el remanente poblacional que se ha reportado históricamente en el Parque Nacional Palo Verde (Slud 1980). Sin embargo, no existe información actual que respalde esta sugerencia pues no ha habido un estudio anterior en esta zona referente a los

patrones de vuelo y desplazamiento de esta especie ni de su rango de distribución.

En general, este tipo de datos es muy escaso. Se señala principalmente el comportamiento que refiere a los primeros vuelos (Vaughan *et al.* 2003, Myers y Vaughan 2004). Conocer estos detalles pueden ayudar a esclarecer el camino para la conservación de la especie pues la fragmentación de hábitat es una de las principales causas del decline poblacional de la misma (Henle 2004, Guittar *et al.* 2009 y Sandoval y Sánchez 2011). Además permitirá determinar el rango de distribución de la población o poblaciones, así como su tamaño real (Ralph *et al.* 1996, Ortega *et al.* 2012). Otra de las acciones necesarias es la localización de nidos y el monitoreo de huevos

y pichones *in situ*, tanto para disminuir el riesgo de robo como para dar seguimiento al cambio poblacional (aumento o decline) de la especie.

La población de *Ara macao* establecida en las faldas del Parque Nacional Barra Honda representa la última población salvaje autóctona que alguna vez habitó la totalidad de la península de Nicoya (Sandoval y Sánchez 2011). Esta población resulta importante para determinar si en Costa Rica alguna vez habitaron las dos subespecies de *Ara macao*. Los estudios al respecto han sido escasos y las poblaciones del norte de Costa Rica son muy pequeñas para determinar con facilidad estos detalles (McReynolds 2005).

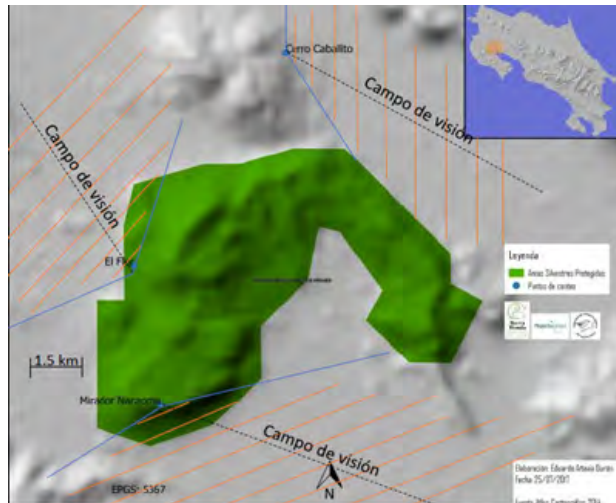


Figura 1. Puntos de conteo de lapas en el Parque Nacional Barra Honda.



Métodos

Área de estudio

La península de Nicoya es una extensión de terreno rectangular, orientada de noroeste a sureste, de 130km de largo por 40km de ancho. Sus límites son al noroeste el golfo de Papagayo y al sureste el golfo de Nicoya. Se caracteriza por un relieve pesado en las serranías cuya altitud promedio es de 600 m.s.n.m. y sus cimas pueden alcanzar los 1000 m.s.n.m. (Pierre 2007). El presente estudio se realizó en el centro de la península de Nicoya, en el Parque Nacional Barra Honda, el cual se ubica en el cantón de Nicoya, provincia de Guanacaste, Costa Rica, aproximadamente a 22 km al noreste de la ciudad de Nicoya. Se ubica en coordenadas geográficas 10°10' -10°13' N y 85°18' -85°22' W más el área circundante hasta unos 30 km de radio a partir de los límites del Área Silvestre Protegida. Este parque fue creado en 1974. Su objetivo de creación fue la protección de las estructuras kársticas que ahí se encuentran, así como el agua y los remanentes boscosos.

Diseño de muestreo

Con el fin de cubrir el parque nacional en sus 360° (en la medida de lo posible), se establecieron tres puntos para el conteo de las lapas rojas. El punto uno se registró como el sector Nacaome que comprende la parte sur del área de influencia del Parque Nacional Barra Honda. El punto dos se registró como el sector El Flor-Santa Ana que comprende la parte oeste del área de influencia del Parque Nacional Barra

Honda. El punto tres se registró como el sector Rosario-Caballito que comprende la parte norte y este del área de influencia del Parque Nacional Barra Honda (Figura 1).

Se contaron los individuos que realizaron despliegues desde el momento en que se realizó el contacto visual. Se evitó el doble conteo de individuos coordinando los reportes por medio de la hora, la fotografía (en la medida de lo posible), el trabajo en equipo y utilizando el sentido común. Se indicó la dirección de la que provenían las lapas cuando se realizó el contacto visual y hacia la que se dirigían cuando se perdieron de vista. Se anotó el número total de individuos y cualquier observación pertinente. El conteo se realizó una vez al mes, acudiendo al campo con un mínimo de dos y un máximo de tres personas por estación de conteo. Una de las personas se encargó de tomar fotografías mientras los demás realizaban observaciones y control de datos. La observación dio inicio a las 6:00 a.m. y concluyó a las 10:00 a.m.

Censado de nidos, huevos y pichones

Para el censado de los nidos se realizaron consultas a diferentes personas en las comunidades aledañas para conocer si había parejas anidando en las zonas cercanas, y así identificar sitios importantes para anidación. La consulta se realizó de manera sencilla, mostrándoles una imagen de varias especies de psitácidos. Por último, se mostró la de la lapa roja y si la conocían, se les realizaba una serie de preguntas para obtener información sobre algún

posible nido. En caso de que no la conocieran, se les brindó una breve explicación del proyecto y la importancia de la especie.

En el caso de los nidos, se conocía de antemano la ubicación de dos de ellos gracias al proyecto de conservación *in situ* de esta especie desarrollado en años anteriores por el autor (datos sin publicar). Otros nidos fueron encontrados y georreferenciados con un GPS marca *Garmin*, verificando que la pareja ocupante se encontrara activa (a partir del mes de marzo). Los nidos fueron numerados consecutivamente según se fueron encontrando.

Para la revisión de los huevos y pichones se siguió un protocolo estricto establecido por Artavia y Cubero (datos sin publicar) para revisión de nidos de lapa roja en el área de influencia del Parque Nacional Barra Honda. Este protocolo consiste en una serie de pasos, a saber:

1. Llegar al sitio y asegurarse que los adultos salen del nido y vuelan lejos hasta perderse de vista.
2. Designar una persona para vigilancia de los adultos; en caso de que los adultos regresen se suspende la actividad de inmediato.
3. Utilizar una escalera de incendios forestales

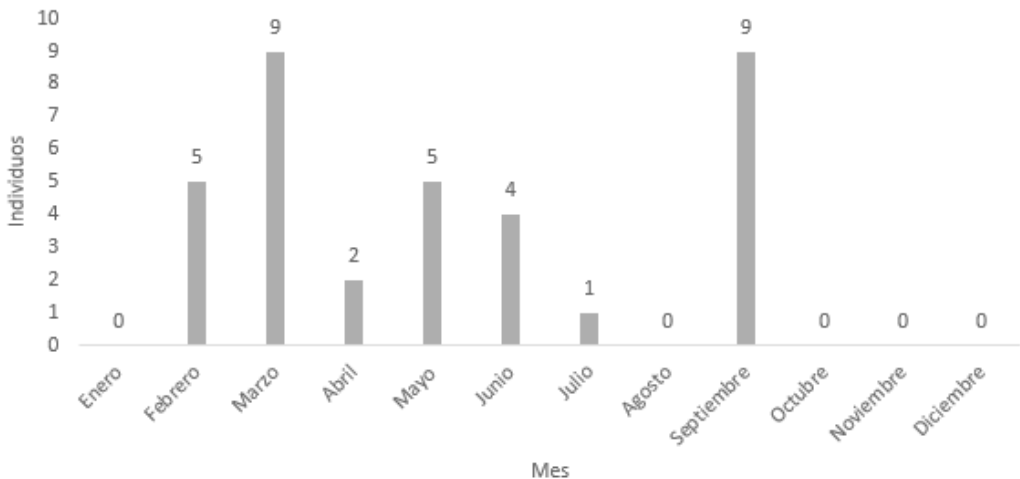


Figura 2. Individuos reportados por sesión mensual de conteo.



- para llegar hasta el nido de manera precisa y rápida (se refuerza con equipo de ascenso para mayor seguridad).
4. Subir hasta el nido, determinar si los huevos y/o pichones se encuentran en el nido, y tomar tres fotografías hacia el interior del nido para determinar el número de huevos y pichones y su estado.
 5. Verificar el tiempo; la maniobra completa debe durar como máximo 20 minutos.
 6. Esperar una hora hasta después de que regresen los adultos para verificar que el grado de alteración fuera mínimo. Este último paso se realiza a una distancia de 300 metros con telescopios.

Se utilizaron binoculares y telescopios para realizar la observación de los individuos y las anotaciones se escribieron en una libreta de campo designada sólo para la actividad. El estudio se extendió durante todo el año; entre abril y agosto se realizó el trabajo en los nidos, pero el conteo se extendió todo el año.

Análisis estadístico

El tamaño poblacional se obtuvo mediante la aplicación de un censo total de la población (Tellería 2006), el cual fue repetido mes a mes para reducir el error. Los registros se incluyeron dentro de una base de datos cartográfica para generar un mapa de distribución por medio de la inferencia a partir de puntos calientes (puntos

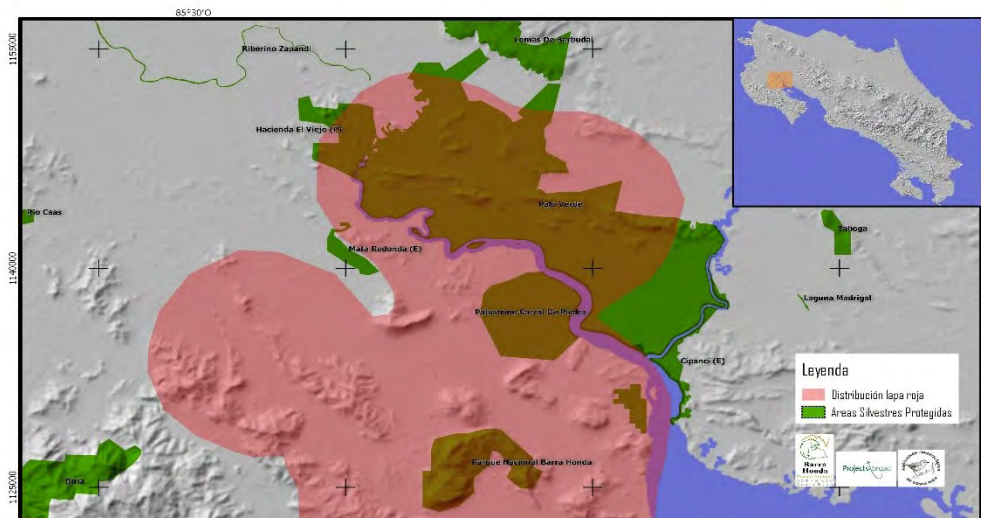


Figura 3. Distribución actual de la población de lapas rojas (*Ara macao*) en el Pacífico Norte.

de presencia). Con el censo se buscó obtener la abundancia absoluta de la especie en el Parque Nacional Barra Honda y sus alrededores.

Resultados

El esfuerzo de muestreo fue de 192 horas de conteo distribuidas a lo largo de 16 meses en tres sitios distintos durante cuatro horas en cada sesión. En total se registraron 32 eventos de avistamiento de individuos; en cinco ocasiones no se registraron individuos de *A. macao* durante los conteos en ninguno de los tres puntos de observación. El número total de individuos dentro del muestreo fue de nueve (Figura 2) mientras que fuera del muestreo se llegaron a registrar hasta 14 individuos, lo que significa que el número de individuos puede ser más alto que el estimado.

Las consultas, reportes y conteos mostraron un rango de distribución máxima de 27

kilómetros de norte a sur y 25 kilómetros de este a oeste (Figura 3). Se encontraron puntos calientes en el pueblo de El Flor, en una finca privada cerca del centro de este poblado, así como en el pueblo de Barra Honda, en el cual las lapas se reunían en diferentes puntos donde ubicaban sitios de alimentación.

Ambos sitios fueron visitados constatando la presencia de las lapas con un máximo de 14 individuos. En los alrededores de las oficinas administrativas del Parque Nacional Barra Honda hubo avistamientos diarios desde el mes de diciembre hasta mediados de febrero con un máximo de seis individuos que tendían a percharse entre 200 m a 500 m de distancia de los edificios, dato que contrasta con los registros obtenidos en los conteos.

Se realizaron tres visitas al centro de ecoturismo conocido con el nombre de Safari Tempisque, el cual ha liberado lapas rojas en

Actividad en los nidos	2016	2017
Nidos encontrados	3	9
Nidos activos	0	5
Huevos encontrados	0	5
Huevos eclosionados	0	3
Pichones después del primer mes	0	2
Pichones después del segundo mes	0	3
Pichones que volaron al tercer mes	0	3

Figura 4. Conteo de nidos, huevos y pichones - temporadas 2016 y 2017.



las últimas décadas. Se constató un total de 20 individuos que no se alejan más allá de 7 km de las instalaciones del centro de rescate. Según los vecinos de la zona, este grupo no interactúa con la población de lapas de las faldas del Parque Nacional Barra Honda y Parque Nacional Palo Verde; aún estando a poca distancia los individuos parecen ignorarse. A este último detalle le falta comprobación de campo, la cual se dificulta debido a la baja presencia de la población autóctona en ese sector.

Conteo de nidos, huevos y pichones

Un total de nueve nidos fueron encontrados en el área de estudio, siete de ellos en la zona de influencia del Parque Nacional Barra Honda y dos más dentro de los límites del Parque Nacional Palo Verde. De los siete nidos encontrados en el Parque Nacional Barra Honda, tres se encontraban en el flanco sur, dos en el norte y dos más al este (Cuadro 3).

Durante el año 2016 las parejas de los nidos uno y dos frecuentaron los nidos en los meses de enero, febrero y marzo, sin embargo ninguna de estas parejas puso huevos en el nido. En ese año no se reportaron más nidos con actividad de lapas. Para el año 2017 las parejas empezaron su actividad en los nidos desde inicios del mes de febrero. Un total de siete nidos fueron encontrados activos en ese mismo año (dos de ellos en el Parque Nacional Palo Verde), con un total de nueve huevos. A los nidos activos en 2017 que presentaban amplia dificultad y peligro de ascenso se les asignó un valor de uno

al total de huevos. Los huevos eclosionaron en el mes de abril según lo visto en el cambio de comportamiento de los padres. (Dos de los nueve nidos del 2017 fueron eliminados del registro: el primero al caer la rama donde se encontraba y el segundo al ser abandonado por la pareja de lapas por colonización de abejas). Se reportaron tres pichones: dos en el Parque Nacional Palo Verde (uno por nido) y uno al norte del Parque Nacional Barra Honda. Los primeros vuelos de los tres pichones se dieron en el mes de julio del 2017 (Cuadro 3).

En los primeros tres nidos ubicados en el año 2016 no hubo evidencia de robo de pichones; sin embargo, no se obtuvieron crías durante ese año. Para el 2017 se encontraron otros seis nidos; se sospecha saqueos por lo menos en dos. La cantidad de tres pichones después de dos años de monitoreo indica un total de 10.7% de reclutamiento para esta población. No se reportó la muerte de ningún individuo durante el tiempo de estudio, pero el número de individuos sugiere que no hubo ninguno.

Discusión

La cantidad de individuos de esta población en particular se encuentra en un nivel crítico. Sin embargo, el esfuerzo de conservación en el sitio demuestra un incremento poblacional desde la evaluación diagnóstica hecha por Artavia *et al.* (datos sin publicar) en el 2011. Para los años 2016 y 2017 el reclutamiento de un 10,7% representa

un número bajo; a pesar de esto se demuestra la tendencia al aumento de la población estudiada.

Siendo el área de distribución de la población del Pacífico norte de 855,87 km², resulta una extensión sumamente bajo para una especie que alguna vez ocupó no solo la totalidad de la península de Nicoya sino casi toda el área de bosques secos y húmedos de Costa Rica (Nader *et al.* 1999). Por otra parte, resulta un área muy grande al tratarse de tan solo 17 individuos (los 14 individuos encontrados en el estudio más los tres pichones nuevos). La tendencia poblacional sugiere que esta población podría crecer sin la ayuda de reintroducciones hasta alcanzar un punto estable (de 25 a 50 parejas reproductivas), pero una vez que llegue dicho momento se debe pensar en la recolonización de *Ara macao* en toda la península de Nicoya. Un aspecto muy positivo es que la población se distribuye en cinco áreas silvestres protegidas (ASP), dos de ellas parques nacionales con una gran variedad de ecosistemas protegidos. Para las lapas rojas, animales capaces de volar grandes distancias, la separación entre estas ASPs no es significativa; sin embargo, el hecho de que aniden e interactúen fuera de ellas refleja la necesidad de trabajar en los sitios intermedios mediante estrategias tales como los corredores biológicos.

La UICN recomienda dos formas de rehabilitar poblaciones; la primera es por medio del refuerzo a una población ya establecida, y la segunda por medio de la reintroducción en sitios antes ocupados por la especie (Estrada

2014). Lo ideal será reintroducir individuos reproductivos en áreas vecinas que cumplan con los requerimientos de la especie para establecerse, que sean fáciles de monitorear y que haya baja presión por saqueo de nidos.

Aunado a esto se debe tomar en cuenta que la población presente en el Pacífico norte posee rasgos característicos de la subespecie *Ara macao cyanoptera*, recientemente confirmados a nivel genético (O. Monge, datos sin publicar). Esto significa que cualquier esfuerzo de reintroducción en el sitio debe tomar en cuenta la genética.

Agradecimiento

Agradecer a las organizaciones que han colaborado con el proyecto a lo largo del tiempo. A la organización *Projects Abroad*; en especial a Peter Slowe por creer en el proyecto, a la Cruz Roja costarricense (juventud), SINAC-ACT, funcionarios del Parque Nacional Barra Honda, el grupo ecológico de la UNED y la Hacienda Nacaome. A Orlando Matarrita y Víctor Obando por prestar sus fincas para realizar los conteos. Agradezco a todos los compañeros, amigos y familiares que han brindado su apoyo durante muchos años para que la conservación de lapas sea una realidad y a mi esposa Evelyn Solano por impulsarme en este trabajo. Esta investigación recibió apoyo económico del Fondo Alexander Skutch para la Investigación Ornitológica de la Asociación Ornitológica de Costa Rica.



Referencias

- Elizondo, H. 2000. *Ara macao* (Linnaeus, 1758) (Guacamaya, lapa colorada, lapa roja, guacamayo rojo). Santo Domingo de Heredia: Instituto Nacional de Biodiversidad INBio. Tomado de <http://darnis.inbio.ac.cr/FMPro?-DB=UBIpub.fp3&-lay=WebAll&-Format=/ubi/detail.html&-Op=bw&id=2701&-Find> el 26 de Febrero de 2016.
- Estrada, A. 2014. Reintroduction of the scarlet macaw (*Ara macao cyanoptera*) in the tropical rainforests of Palenque, Mexico: project design and first year progress. *Tropical Conservation Science* 7 (3):342-364.
- Guittar, J., F. Dear y C. Vaughan. 2009. Scarlet Macaw (*Ara macao*, Psittaciformes: Psittacidae) Nest Characteristics in the Osa Peninsula Conservation Area (ACOSA), Costa Rica. *Revista de Biología Tropical* 57 (1-2): 387-393.
- Henle, K., D. Lindenmayer, C. Margules, D. Saunders y C. Wissel. 2004. Species survival in fragmented landscapes: Where are we now? *Biodiversity and Conservation* 13: 1-8.
- Matuzak, G. y F. Dear. 2003. Scarlet Macaw (*Ara macao*) Restoration and Research Program in Curú National Wildlife Refuge, Costa Rica. Yearly Project Report.
- McReynolds, M. 2005. A Survey and Theoretical Critique of Scarlet Macaw Conservation. *Tropical Conservation Biology*. Supervised Independent Study. Antioch University New England, Keene, New Hampshire.
- Myers, M., C. y Vaughan. 2004. Movement and Behavior of Scarlet Macaws (*Ara macao*) During the Post-fledging Dependence period: Implications for *in situ* Versus *ex situ* Management. *Biological Conservation* 118: 411-420.
- Nader, W., D. Werner y M. Wink. 1999. Genetic Diversity of Scarlet Macaws *Ara macao* in Reintroduction Studies for Threatened Populations in Costa Rica. *Biological Conservation* 87: 269-272.
- Ortega, R., L. Sánchez, H. Berlanga, V. Rodríguez y V. Vargas. 2012. Manual para monitores comunitarios de aves. Iniciativa de monitoreo de aves en áreas bajo influencia de actividades productivas por el corredor biológico mesoamericano-México. http://www.biodiversidad.gob.mx/especies/scripts_aves/docs/m_monitores_comunitarios_aves.pdf
- Pierre, J. 2007. *Geomorfología de Costa Rica*, segunda ed., San José: Editorial Librería Francesa.
- Portillo, H. 2015. Distribución potencial y estado de conservación de la Guara Roja (*Ara macao cyanoptera* Linnaeus 1758) en la Moskitia hondureña. *Zeledonia* 19 (2): 54-63.
- QGIS Development Team. 2017. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <https://qgis.org>.
- Ralph, J., G. Geupel, P. Pyle, T. Martin, D.F.

- DeSante, y M. Borja. 1996. *Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres*. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR- 159. Albany, CA: Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture.
- Sandoval, L. y J. Sánchez. 2011. Península de Nicoya. (CR002). En: L. Sandoval y J. Sánchez, eds. *Áreas importantes para la conservación de las aves en Costa Rica*. San José: Unión de Ornitólogos, 49-54.
- Slud, P. 1980. *The Birds of Hacienda Palo Verde, Guanacaste, Costa Rica*. Smithsonian Contributions to Zoology 292. Washington, D.C.: Smithsonian Institution Press.
- Styles, F. G. y A. F. Skutch. 2007. *Aves de Costa Rica*, cuarta ed. Santo Domingo de Heredia: Instituto Nacional de Biodiversidad INBio.
- Tellería, J. 2006. *Métodos de Censo en Vertebrados Terrestres*. Departamento de Biología Animal I (Zoología de Vertebrados). Madrid: Facultad de Biología, Universidad Complutense.
- Vaughan, C., M. Bremer y F. Dear. 2009. Scarlet Macaw (*Ara macao*) (Psittaciformes: Psittacidae) Parental Nest Visitation in Costa Rica: Implications for Research and Conservation. *Revista de Biología Tropical* 57 (1-2): 395-400.
- Vaughan, C., N. Nemeth y L. Marineros. 2003. *Ecology and management of natural and artificial scarlet macaw (*Ara macao*) nest cavities in Costa Rica*. *Regional Wildlife Management Program for Mesoamerica and the Caribbean*. Heredia: Universidad Nacional UNA.



Procedencias y causas de ingreso de psitácidos al Centro de Rescate de Fauna Silvestre El Tronador, Usulután, El Salvador

[Provenances and causes of admission of psittacines to El Tronador Wildlife Rescue Center, Usulután, El Salvador]

Diego José Arévalo-Ayala¹ y José Arnaldo Ramírez-Menjívar¹

¹Centro de Rescate de Fauna Silvestre El Tronador, Central Geotérmica de Berlín, Cantón El Zapotillo, Alegría, Usulután, El Salvador.

Autor para correspondencia: darevaloayala@gmail.com

Resumen

El tráfico ilegal de fauna silvestre es considerado como una de las principales causas de la disminución de las poblaciones naturales a nivel regional. En El Salvador, se conoce la ocurrencia de siete especies de psitácidos de los cuales seis de ellos se encuentran amenazados y en peligro de extinción a nivel nacional, seis en el Apéndice II y uno en el Apéndice I de CITES y uno se encuentra amenazado según la Lista Roja de la UICN. Éste estudio retrospectivo se centra en las principales causas de ingreso y procedencias de especímenes de la familia Psittacidae que ingresaron al Centro de Rescate de Fauna Silvestre El Tronador de enero a diciembre durante los años 2011 al 2016. Un total de 334 individuos pertenecientes a 10 especies identificadas fueron recibidos, de los cuales *Brotogeris jugularis* (48.2%) y *Eupsittula canicularis* (29.9%) obtuvieron la mayor frecuencia de ingreso. El 77.2% de las causas de ingreso fue por decomisos. La mayor proporción de individuos provinieron de la zona central (33.5%) y oriental (32.3%) y el resto de la zona occidental y paracentral del país. Se observó un marcado aumento de ingreso de individuos anualmente en los meses de febrero y marzo debido a que la mayoría de psitácidos ingresaron en edad de polluelo e inmaduro (56.5%), siendo *B. jugularis* y *E. canicularis* las especies primarias. La constante extracción de psitácidos pequeños del medio natural para el comercio ilegal de mascotas continúa siendo una amenaza creciente para estas especies.

Palabras clave: *Brotogeris jugularis*, comercio ilegal, *Eupsittula canicularis*, loros, pericos.

Abstract

The illegal trafficking of wildlife is considered a main cause of natural populations decline in the region. In El Salvador, the occurrence of seven psittacines species is known; six of them are threatened and endangered at the national level, six in the Appendix II and one in Appendix I of CITES, and one is threatened according to the IUCN Red List. This retrospective study focuses on the main causes of admissions and provenances of psittacines received at the El Tronador Wildlife Rescue Center from 2011 to 2016, during the months of January to December. A total of 334 specimens were received, with *Brotogeris jugularis* and *Eupsittula canicularis* being the most frequent species admitted (48.2% and 29.9%, respectively). 77.2% of the causes of admissions were for confiscations. The largest proportion of individuals came from the central (33.5%) and eastern (32.3%) and the rest of the western and paracentral zones of the country. A remarkable increase of specimens annually admitted was observed during the months of February and March with the majority of psittacines being immatures (56.5%), mostly *B. jugularis* and *E. canicularis*. The constant poaching of parakeets for the illegal trade is a growing threat for these species.

Key words: *Brotogeris jugularis*, *Eupsittula canicularis*, illegal trade, parakeet, parrots

Introducción

El tráfico ilegal de especies silvestres está considerado como una de las principales causas de disminución de las poblaciones naturales a nivel mundial (Hoffmann *et al.* 2010, WWF 2016) y el tercer principal mercado ilícito (situado después del tráfico de personas y venta de drogas) el cual moviliza entre \$7.8 - \$10 billones de dólares anualmente (Haken 2011). El Salvador es considerado una de las rutas de tráfico ilegal de especies de la región centroamericana (Chávez 2015), con un constante comercio local que aún considerablemente a la tenencia ilegal de fauna silvestre como animales de compañía en hogares salvadoreños (Drews 2000, FUNZEL 2005). El marco regulatorio que vela por la

conservación de la vida silvestre en el plano legal incluye la *Ley de Conservación de Vida Silvestre*, el *Reglamento especial para regular el comercio internacional de especies amenazadas de fauna y flora silvestre* según la Convención Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestre (CITES), y el *Convenio sobre la Diversidad Biológica* (CDB); sin embargo, la aplicación de esta protección por parte de las autoridades ambientales enfrenta obstáculos en materia de recursos y operatividad.

A nivel nacional, el grupo de las aves se ve afectado por la cacería, la perturbación y la fragmentación de su hábitat, así como la desecación y la contaminación de los humedales. En el caso de los psitácidos, son especies que



Nombre científico	Estado de Conservación			Años						Total
	MARN ¹	CITES ²	UICN ³	2011	2012	2013	2014	2015	2016	
<i>Brotogeris jugularis</i>	A	II	PM	4	0	74	39	34	10	161
<i>Eupsittula canicularis</i>	A	II	PM	12	3	33	44	6	2	100
<i>Amazona auropalliata</i>	EP	I	V	0	0	1	5	5	7	18
<i>Amazona autumnalis</i>	-	II	PM	0	0	1	8	3	3	15
<i>Ara macao</i>	-	I	PM	0	2	1	2	3	1	9
<i>Psittacara holochlorus rubritorquis</i>	EP	II	PM	0	0	0	6	1	1	8
<i>Psittacara strenuus</i>	A	II	DD	0	2	1	3	0	2	8
<i>Amazona farinosa</i>	-	II	CA	0	0	3	3	1	0	7
<i>Psittacara finschi</i>	-	II	PM	0	2	1	0	0	0	3
<i>Ara ambiguus</i>	-	I	EP	0	0	1	0	0	1	2
<i>Ara macao x Ara ararauna</i>	-	-	-	0	0	2	0	0	0	2
<i>Amazona spp.*</i>	-	II/I	-	0	0	0	1	0	0	1
	Total			16	9	118	111	53	27	334

Tabla 1. Especies de psitácidos recibidos en el CERFAS durante los años 2011 al 2016. 1MARN: Listado Oficial de Especies de Vida Silvestre Amenazadas o en Peligro de Extinción, El Salvador. A=Amenazada y EP= En Peligro. 2CITES: Convención Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestre. I=Especie incluida en Apéndice I y II=Especie incluida en Apéndice II. 3UICN: Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN. DD= Datos deficientes, PM= Preocupación Menor, V=Vulnerable, CA= Casi Amenazada y EP= En Peligro. *Especimen de edad inmadura no identificada a nivel de especie por ausencia de diferenciación de plumaje.

se encuentran sometidas a una constante extracción del medio para ser comercializadas en el mercado ilegal como mascotas (MARN *et al.* 2010a, MARN *et al.* 2010b). Esta actividad es considerada una de las principales causas en la disminución del éxito reproductivo de las anidaciones por la alta mortalidad de polluelos e inviabilidad de los huevos producto de la manipulación y destrucción de los nidos anualmente (Wright *et al.* 2001).

En la actualidad, el saqueo de nidos para el comercio y tráfico ilegal representa la principal

amenaza en la disminución de las poblaciones silvestres de psitácidos (Berkunsky *et al.* 2017). Wright *et al.* (2001) sugieren que esta actividad se encuentra estrechamente motivada por el comercio legal de algunas especies que poseen mayor demanda y con atributos atractivos que les otorgan mayor valor comercial (e.g. coloración del plumaje de *Ara* spp. o la habilidad de *Amazona auropalliata* en imitar palabras); sin embargo, la combinación de una efectiva aplicación de leyes de protección de fauna silvestre, el establecimiento de áreas de

Zona	Departamento	Cantidad de individuos
Central	Chalatenango	1
	La Libertad	12
	San Salvador	99
Occidental	Santa Ana	17
	Sonsonate	2
Oriental	La Unión	13
	Morazán	1
	San Miguel	4
	Usulután	90
Paracentral	La Paz	5
	San Vicente	22
Desconocido	Desconocido	68
Total		334

Cuadro 1. Zonas y departamentos de procedencia de los psitácidos ingresados al CERFAS durante los años 2011 al 2016.



protección y la educación ambiental, pueden desincentivar la extracción de especímenes silvestres.

Según el Listado Oficial de Especies de Vida Silvestre Amenazadas o en Peligro de Extinción, de las siete especies de psitácidos registradas como nativas del país (Ibarra-Portillo 2013, Fagan y Komar 2016), tres se encuentran dentro de la categoría de Amenazada (*Brotogeris jugularis*, *Eupsittula canicularis* y *Psittacara strenuus*) y tres En Peligro (*Psittacara holochlorus rubritorquis*, *Amazona auropalliata* y *Amazona albifrons*) (MARN 2015). En la Lista Roja de UICN, *Amazona auropalliata* se encuentra

dentro de la categoría vulnerable y en CITES se encuentra anexado dentro del Apéndice I y las demás especies en el Apéndice II. Sin embargo, no solamente las especies nativas se ven afectadas por el mercado nacional; existen al menos diez especies exóticas propias del Neotrópico que han sido reportadas como mascotas en el país (*Amazona farinosa*, *Amazona autumnalis*, *Ara macao*, *Ara ambiguus*, *Ara ararauna*, *Ara militaris*, *Eupsittula nana*, *Psittacara finschi*, *Amazona oratrix* y *Amazona finschi* [FUNZEL 2001, 2005, MARN *et al.* 2010a]) y además se encuentran dentro de alguna categoría de amenazado de extinción a nivel internacional

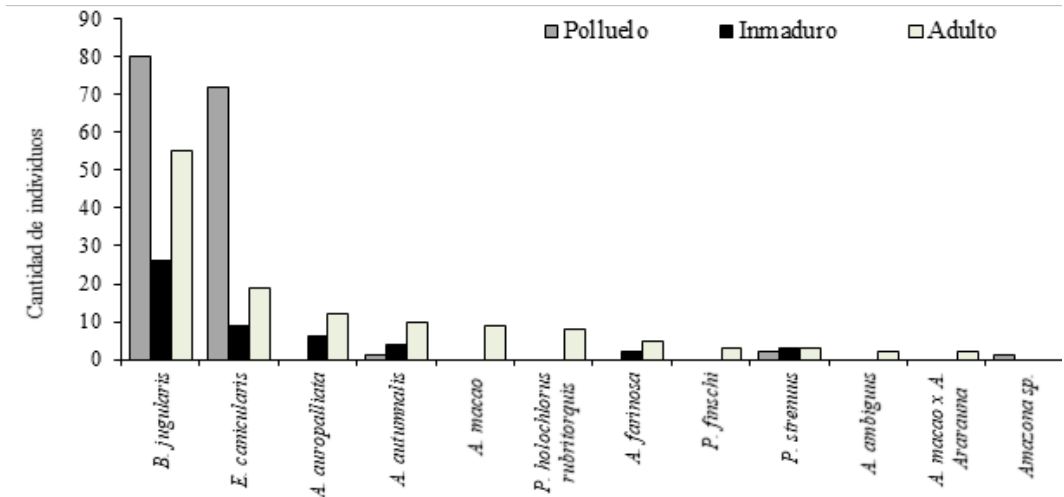


Figura 1. Cantidad de individuos por especie según edad ingresados al CERFAS durante el período 2011-2016.

(UICN) y dentro de los Apéndices I y II de CITES.

El Centro de Rescate de Fauna Silvestre El Tronador

El Centro de Rescate de Fauna Silvestre El Tronador (CERFAS) es un proyecto creado en el año 2006 por la empresa de energía renovable La Geo S.A. de C.V., el cual tiene como objetivo principal la conservación de la fauna silvestre nacional proveniente del tráfico y comercio ilegal. Dentro de la institución se manejan tres ejes principales de trabajo: rehabilitación y posterior reinscripción al medio silvestre; refugio

a aquellos especímenes no aptos a ser liberados; y la educación ambiental (Arévalo 2016a). Además de los mamíferos terrestres y reptiles, al CERFAS ingresa anualmente una considerable cantidad de aves de distintos taxones, siendo la familia Psittacidae la más representativa (Arévalo 2016b, Arévalo y Ramírez 2017). La presente investigación tuvo como objetivo exponer de manera general la problemática del comercio, tráfico y tenencia ilegal de psitácidos en El Salvador mediante la identificación de las principales causas de ingreso y las procedencias departamentales de especímenes que ingresaron al CERFAS desde el año 2011 hasta el 2016.

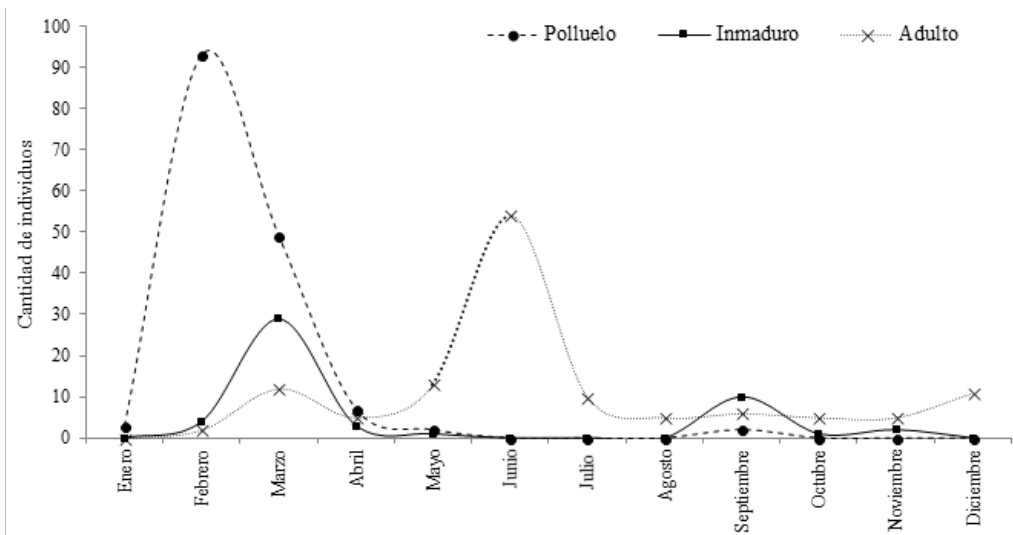


Figura 2. Comportamiento del ingreso mensual de individuos según edad durante el período 2011-2016. La gráfica contiene la suma total de individuos según edad ingresados al CERFAS durante el período de estudio.



Métodos

Este estudio retrospectivo se centra en las principales causas de ingreso y procedencias de especímenes de la familia Psittacidae que ingresaron al CERFAS durante los años 2011 al 2016, en los meses de enero a diciembre. Se utilizaron los datos de las hojas de control de ingreso y actas de entrega de animales del CERFAS, actas de entrega de especies y comprobantes de ingreso de correspondencia del Ministerio del Medio Ambiente y Recursos Naturales (MARN) y oficinas de la Policía Nacional Civil (PNC).

Las siguientes variables fueron incluidas en

el estudio: especie, edad, causa de ingreso y procedencia. Las especies fueron identificadas mediante uso de guías de campo (Stiles y Skutch 2003, Peterson y Chalif 2008, Forshaw 2010).

La edad fue determinada según el plumaje y tamaño del ave y se clasificó en tres categorías: *polluelo*, individuo sin plumaje –con o sin apertura ocular- o con notable crecimiento del primer plumaje; *inmaduro*, individuo con plumaje completo aunque de menor tamaño que un adulto o en algunos individuos del género *Amazona* y *Psittacara*, la ausencia de diferenciación cromática del plumaje con respecto a la especie adulta; y *adulto*, individuo

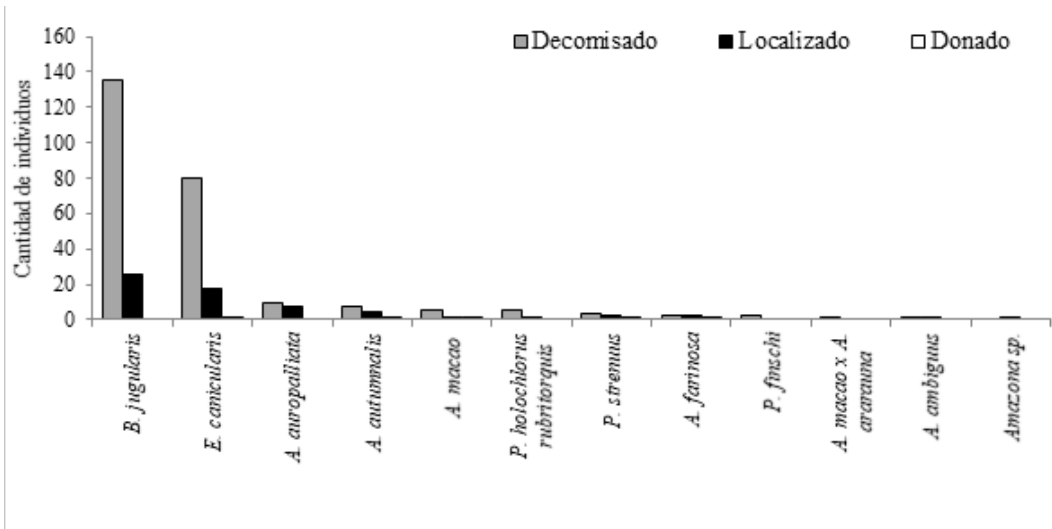


Figura 3. Causas de ingreso al CERFAS por especie durante el período 2011-2016.

con el tamaño y plumaje completo propio de adulto.

La causa de ingreso se dividió en tres categorías: *decomisado*, individuos obtenidos mediante procedimiento policial o fiscal, con apoyo o no de funcionarios del MARN; *localizado*, cuando agentes de la policía son advertidos de la presencia de ejemplares silvestres en predios o viviendas y proceden a retirarlos; y *donado*, cuando los particulares se presentan a un puesto policial, al MARN o al CERFAS a entregar voluntariamente los ejemplares silvestres (Martínez *et al.* 2016).

La procedencia se categorizó según la división administrativa de El Salvador (catorce

departamentos) y agrupadas de la siguiente manera: *zona occidental* (Ahuachapán, Santa Ana y Sonsonate), *zona central* (La Libertad, Chalatenango, Cuscatlán y San Salvador), *zona paracentral* (La Paz, Cabañas y San Vicente) y *zona oriental* (Usulután, San Miguel, Morazán y La Unión). Para los especímenes a los que no se logró determinar la procedencia fueron agrupados en una quinta categoría llamada *desconocida*.

Los estadísticos descriptivos, prueba de normalidad y análisis inferencial fueron realizados al 95% de nivel de confianza en el programa estadístico IBM® SPSS® Statistics Versión 23. Al procesar los datos

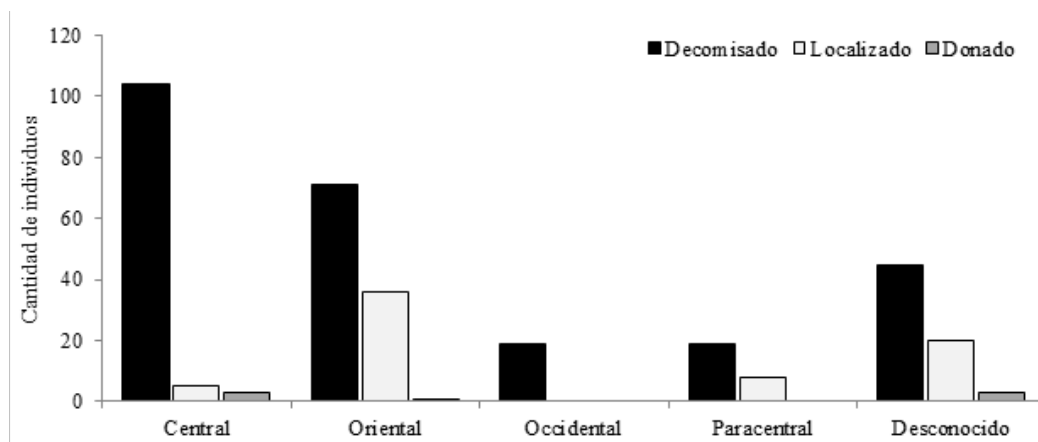


Figura 4. Causas de ingreso según la zona de procedencia de especímenes ingresados al CERFAS durante el periodo 2011-2016



con la prueba de normalidad *Shapiro-Wilk* el estadístico indicó que estos no presentaron una distribución normal, por lo que se optó a utilizar específicamente la prueba no paramétrica de *Kruskal-Wallis* para establecer si hubo diferencias o no en la cantidad de individuos ingresados en edad de polluelo durante los meses de enero a mayo en los años 2011-2016.

Resultados

Durante el período 2011-2016, un total de 334 psitácidos pertenecientes a diez especies identificadas, una especie híbrida y una identificada hasta género ingresaron al CERFAS. Las especies más abundante fueron *Brotogeris jugularis* (48.2%; n=161) y *Eupsittula canicularis* (29.9%, n=100); el 21.9% (n=73) restante estuvo comprendido por las otras diez especies. La frecuencia de ingreso al CERFAS de individuos anualmente fue variable y en los años 2013 y 2014 se obtuvo la mayoría de ingreso de especímenes (68%; n=229) (Tabla 1).

B. jugularis y *E. canicularis* fueron las especies que obtuvieron los valores más altos de ingreso según las tres categorías de edad: polluelo (51%; n=80 y 46.1%; n=72), inmaduro (52% y 18%; n=9) y adulto (42.9%; n=55 y 14.8%; n=19) (Fig. 1). Entre los meses de enero a mayo en el período de estudio se observó un significativo incremento en el ingreso de individuos en edad de polluelo (*Kruskal-Wallis*; $g=11$; $p<0.05$) (Fig. 2).

La principal causa de ingreso de psitácidos al CERFAS durante el período 2011-2016 fue por decomisos (77%; n=258). *B. jugularis* y

E. canicularis fueron las principales especies decomisadas (52%; n=134 y 32%; n=82) y localizadas (37%; n=25 y 26%; n=18). *Amazona autumnalis* y *E. canicularis* fueron las especies con mayor cantidad de donaciones entregadas a las autoridades ambientales (28.5%; n=2 y 28.5%; n=2) (Fig. 3). La mayoría de decomisos fue de individuos en edad de polluelo y adulto (52.7%; n=136 y 42%; n=109), las localizaciones estuvieron representadas por individuos en edad de polluelo (52.1%; n=36) y las donaciones por adultos (85.7%; n=6).

La mayor cantidad de especímenes provino del departamento de San Salvador, perteneciente a la zona central (33.5%; n=112) y el departamento de Usulután, perteneciente a la zona oriental del país (32.3%; n=108). Del 20% (n=68) de individuos se desconoce su procedencia (Cuadro 1). La mayoría de individuos en edad de polluelos provino de la zona oriental (60.9%; n=95) y central del país (23%; n=36). La mayoría de especímenes en edad de inmaduro provino de la zona central (40%; n=20) y el 32% (n=16) se desconoce su procedencia. En cuanto al ingreso de especímenes en edad adulta, la mayor proporción provino de la zona central (43.7%; n=56) y el 34.3% (n=44) se desconoce su procedencia.

Con respecto a la causa de ingreso en relación a la procedencia, la mayor cantidad de decomisos ocurrió en la zona central (40.3%; n=104) y oriental (27.5%; n=71), las localizaciones en la zona oriental (52.1%; n=36) y las donaciones en la zona central (42.8%; n=3) (Fig. 4).

Discusión

Al menos cinco de las siete especies nativas, una extinta localmente y seis especies exóticas, ingresaron al CERFAS durante el período 2011-2016. Entre las especies nativas, individuos de *Amazona albifrons* y *Bolborhynchus lineola* no fueron recibidos en la institución. Ambas especies son consideradas raras o poco comunes; *A. albifrons* se encuentra En Peligro de extinción localmente (MARN 2015); posee registros puntuales de decomisos a nivel nacional exclusivamente en el año 2011 (Toledo *et al.* 2012) y 2015 (Martínez *et al.* 2016), lo cual indicaría que es una especie poco comercializada debido probablemente a que se encuentra mermada en la zona occidental y nororiental del país (Fagan y Komar 2016) con anidaciones poco accesibles para los saqueadores de nidos. *Bolborhynchus lineola* no posee categoría de conservación a nivel nacional, ocurre únicamente en la zona noroccidental del país (Fagan y Komar 2016), y al igual que *A. albifrons*, el comercio de esta especie en El Salvador parece ser inexistente; sin embargo, estudios de tenencia de fauna silvestre a escala nacional deben ser realizados.

La significativa variación anual en cuanto al ingreso de especímenes al CERFAS durante el período de estudio es una condición esperada. A partir de análisis comparativos con los informes anuales de disposición final de especímenes elaborados por el MARN, se enlista una serie de posibles explicaciones en materia operativa y administrativa que pudieron provocar tal diferencia: en primer lugar, algunos individuos podrían no haber sido registrados durante la etapa de recepción a la institución.

Al comparar los datos de ingreso de psitácidos del CERFAS en el año 2012 con Martínez *et al.* (2014) se encontró una diferencia importante; los autores mencionan el traslado de cierta cantidad de especímenes de *Brotogeris jugularis* a la institución durante ese año; sin embargo, en la base de datos del CERFAS se encuentran ausentes. Otro sesgo en los datos podría deberse al traslado de especímenes a otros centros de refugio por parte de las autoridades ambientales al momento de ser decomisados o localizados, ya que el MARN cuenta con el apoyo de otros centros de acopio de fauna por la masiva cantidad de individuos que son incautados durante los operativos (Toledo *et al.* 2012, Martínez *et al.* 2014, 2015a, Martínez *et al.* 2015b, Martínez *et al.* 2016). Por último, la variación anual podría estar relacionado también con el limitado accionar de las autoridades ambientales producto del bajo recurso operativo y a la fuga de información durante el planeamiento de operativos de decomisos en los principales centros de comercio ilegal de fauna silvestre horas antes de ser realizados, lo que conlleva a confiscar menos individuos de los esperados por la alerta temprana que reciben los comerciantes (E. Martínez, com. pers.).

A pesar de la oscilante cantidad de psitácidos que ingresaron anualmente al CERFAS, la tendencia en cuanto a decomisos y localizaciones está referida a las especies *B. jugularis* y *E. canicularis*; datos que concuerdan con Toledo *et al.* (2012), Martínez *et al.* (2014, 2015a), Martínez *et al.* (2015b) y Martínez *et al.* (2016) a nivel nacional y con Zolotoff-Pallais y Lezama (2009) en Nicaragua. Ambas especies



lideran los números en cuanto al ingreso en relación a la edad en comparación a las demás especies, con un puntual indicativo de que probablemente son especímenes extraídos dentro del territorio nacional por la importante cantidad de polluelos que fueron decomisados y localizados en los principales mercados del país y cercanos a áreas naturales protegidas durante la época de enero a mayo, meses que concuerdan con la temporada reproductiva de la mayoría de psitácidos neotropicales (Dickey y van Rossem 1938, Enkerlin-Hoeflich *et al.* 2006, Sánchez-Martínez y Renton 2009).

El CERFAS recibió durante el período de estudio a psitácidos provenientes de doce de catorce departamentos del país, lo cual indica el amplio alcance del proyecto a nivel nacional. Sin embargo, las procedencias de los especímenes según las actas de ingreso y oficios no necesariamente indican el lugar de donde fueron extraídos ni de qué país provinieron originalmente (principalmente las especies exóticas). Un claro ejemplo ocurre con un espécimen de *Amazona auropalliata* que se encuentra refugiada actualmente dentro de la institución junto a otros conespecíficos producto de un decomiso por tenencia ilegal. Si bien es cierto es una especie que ocurre en el país y que además posee la categoría En Peligro según el Listado Oficial de Especies de Vida Silvestre Amenazadas o en Peligro de Extinción (MARN 2015), el individuo presenta diferencias cromáticas en plumaje con posibilidad de pertenecer a la subespecie *A. a. parvipes* o *A. a.*

caribaea (O. Komar, com. pers.), propios de la vertiente atlántica (Lousada y Howell 1996). La determinación taxonómica es clave para realizar un efectivo manejo para futuros proyectos de conservación *ex situ* y se debe tomar en cuenta priorizando este tipo de especies compartidas en la región.

Al comparar la cantidad de psitácidos decomisados durante el período 2011-2016 con los datos reportados por Toledo *et al.* (2012), Martínez *et al.* (2014, 2015a), Martínez *et al.* (2015b) y Martínez *et al.* (2016), se identifica al departamento de San Salvador (zona central) como el principal lugar de venta y tenencia ilegal de psitácidos en el país. Esto se encuentra estrechamente relacionado con el hecho de que San Salvador es el departamento con la mayor concentración demográfica del país (27.3%; 1,768 hab/km²; 1,567,156 habitantes) según el VI Censo de Población y V de Vivienda realizado en el año 2007 (DIGESTYC 2008); es decir, las importantes cantidades de psitácidos decomisados provenientes del Mercado Central de San Salvador explicarían el nivel de demanda y tenencia ilegal en domicilios del Área Metropolitana de San Salvador (AMSS) determinado por FUNZEL (2005), por lo que se podría considerar como el sitio más importante de concentración de especies silvestres producto del tráfico ilegal y el comercio local (Chávez 2015). Usulután fue el departamento que presentó mayor cantidad de individuos de la zona oriental del país, y al igual que en Nicaragua (Pérez y Zúñiga 1998), podría

considerarse como uno de los principales sitios de extracción de psitácidos debido a la gran cantidad de polluelos decomisados y localizados que fueron encontrados en algunas zonas rurales y sitios cercanos a áreas naturales protegidas; no obstante, se deben realizar estudios más detallados.

Las especies exóticas que ingresaron al CERFAS durante el período de estudio, concuerdan con las encontradas como mascotas en residencias del AMSS por FUNZEL (2005) y con las enlistadas por FUNZEL (2001) y MARN *et al.* (2010). *Amazona farinosa*, *A. autumnalis* y *Ara macao* fueron las especies más comunes que ingresaron al CERFAS durante el período de estudio; este resultado coincide con las considerables cantidades de individuos provenientes de decomisos y localizaciones reportadas por Toledo *et al.* (2012), Martínez *et al.* (2014, 2015a), Martínez *et al.* (2015b) y Martínez *et al.* (2016). Estos especímenes provienen de los países vecinos y son traspasados por puntos ciegos en las fronteras o en los mismos puestos fronterizos entre países (TRAFFIC Norteamérica 2009, Medina 2014) para ser comercializados en los principales mercados de ciudades y en carreteras de El Salvador (Toledo *et al.* 2012, Martínez *et al.* 2014, 2015a, Chávez 2015, Martínez *et al.* 2015b, y Martínez *et al.* 2016) y hacia la región norteamericana (TRAFFIC Norteamérica 2009, Chávez 2015). Estos resultados reafirman que El Salvador sigue siendo una de las principales rutas de tráfico de psitácidos provenientes de

otros países de la región (FUNZEL 2001, Chávez 2015).

La constante extracción de psitácidos pequeños del medio natural y el constante tráfico de especies exóticas para el comercio ilegal se ha convertido en la principal amenaza para el declive de las poblaciones silvestres en la región (Berkunsky *et al.* 2017), por lo cual se recomienda: fortalecer las capacidades técnico-operativas de las autoridades ambientales mediante el aumento de recursos para hacer cumplir efectivamente las normativas y regulaciones del comercio y tenencia de fauna silvestre y fortalecer los esfuerzos de concienciación y sensibilización ambiental para la población salvadoreña para así disminuir la demanda.

Agradecimientos

A la Dirección General de Ecosistemas y Vida Silvestre del Ministerio del Medio Ambiente y Recursos Naturales por proveer los informes anuales desde el año 2011 al 2015 los cuales aportaron enormemente a la verificación de los resultados obtenidos en el presente estudio. A la División de Medio Ambiente de la Policía Nacional Civil por los esfuerzos que realizan por la conservación de la fauna silvestre y con los cuales el CERFAS ha trabajado de la mano durante muchos años para tal fin. A LaGeo S.A. de C.V. por el significativo aporte de recurso humano y logístico que ha proporcionado al proyecto desde sus inicios. Al revisor anónimo por sus valiosas observaciones que ayudaron



a mejorar significativamente el manuscrito original. A O. Komar por confirmar la diferencia taxonómica a nivel de subespecie del espécimen de *A. auropalliata* refugiada en el CERFAS. A M. Lezama por proveer información del tráfico y comercio ilegal de psitácidos en Nicaragua.

Referencias

- Arévalo, D. 2016a. *Manual para el guía de interpretación ambiental*. Usulután: Centro de Rescate de Fauna Silvestre El Tronador.
- Arévalo, D. 2016b. *Informe Anual 2015*. Usulután: Georesguardo de Vida Silvestre.
- Arévalo, D.J. y J.A. Ramírez. 2017. *Informe anual 2016*. Usulután: Centro de Rescate de Fauna Silvestre El Tronador.
- Berkunsky, I., P. Quillfeldt, D.J. Brightsmith, M.C. Abbud, J.M. Aguilar. 2017. Current threats faced by Neotropical parrot populations. *Biological Conservation* 214(2017):278-287.
- Chávez, C. 2015. El Salvador Serves as Bridge for Export of Trafficked Nicaraguan Birds. *Mongabay Series: Latin American Wildlife Trade*. Disponible en: <https://news.mongabay.com/2015/11/el-salvador-serves-as-bridge-for-export-of-trafficked-nicaraguan-birds/>
- Dickey, D.R. y A.J. van Rossem. 1938. *The Birds of El Salvador*. Chicago: Field Museum of Natural History.
- DIGESTYC. 2008. *VI censo de población y V de vivienda 2007*. El Salvador: Ministerio de Economía.
- Drews, C. 2000. Caracterización general de la tenencia de animales silvestres como mascotas en Costa Rica. En F. Nassar y R. Crane, eds. *Actitudes hacia la Fauna en Latinoamérica*. Washington D.C.: Humane Society Press.
- Enkerlin-Hoeflich, E., N. Snyder y J. Wiley. 2006. *Behavior of Wild Amazona and Rhynchopsitta Parrots*, with Comparative Insights from other Psittacines. En A. Luescher, ed. *Manual of Parrot Behavior*. Oxford, Reino Unido: Blackwell Publishing.
- Fagan, J. y O. Komar. 2016. *Peterson Field Guide to Birds of Northern Central America*. Ilus. R. Dean y P. Burke. Boston: Houghton Mifflin Harcourt.
- Forshaw, J.M. 2010. *Parrots of the World*. New Jersey: Princeton University Press.
- FUNZEL. 2001. *Principales especies de fauna y flora silvestre comercializadas en El Salvador. Una guía para su identificación*. San Salvador: USAID/PROARCA/CAPAS/CCAD.
- FUNZEL. 2005. *Estudio línea de base sobre tenencia de fauna silvestre de especies amenazadas y en peligro de extinción en el Área Metropolitana de San Salvador. Informe Final*. San Salvador: FUNZEL/FIAES.
- Haken, J. 2011. *Transnational Crime En: The Developing World*. Washington D.C.: Global Financial Integrity.
- Hoffmann, M., C. Hilton-Taylor, A. Angulo, M. Böhm, T.M. Brooks, S.H. Butchart. 2010. *The Impact of Conservation on the Status of the*

- World's Vertebrates. *Science* 330:1503-1509.
- Ibarra-Portillo, R. 2013. Aves de El Salvador: estado actual del conocimiento e iniciativas de conservación. *Bioma* 1(9):12-91.
- Lousada, S.A. y S.N. Howell. 1996. Distribution, Variation, and Conservation of Yellow-headed Parrots in Northern Central America. *Cotinga* 5:46-53.
- MARN. 5 de octubre del 2015. Listado oficial de especies de vida silvestre amenazadas o en peligro de extinción. *Diario Oficial*, 45-65.
- MARN, CCAD, y MAG. 2010a. *Manual de identificación de especies de fauna y flora incluidas en los apéndices CITES*. San Salvador: USDOJ.
- MARN, PNUD y GEF. 2010b. *Cuarto informe al convenio sobre diversidad biológica El Salvador*. Disponible en <http://apps2.marn.gob.sv/bookman/resources/1/1016.pdf>
- Martínez, E., N. Herrera y A.C. Chinchilla. 2014. *Informe anual disposición fauna silvestre 2012*. San Salvador: Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Martínez, E., N. Herrera y A.C. Chinchilla. 2015a. *Informe anual disposición fauna silvestre 2013*. San Salvador: Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Martínez, E., R. Vásquez y A.C. Chinchilla. 2015b. *Informe anual disposición fauna silvestre 2014*. San Salvador: Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Martínez, E., S.M. Hernández y R.M. López. 2016. *Informe anual disposición fauna silvestre 2015*. San Salvador: Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Medina, E. 2014. Estudio diagnóstico sobre el tráfico de especies exóticas en Nicaragua. Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de Nicaragua, Nicaragua.
- Pérez, R. y T. Zúñiga. 1998. Análisis del comercio de psitácidos en Nicaragua. *ENCUENTRO XXX* (46):71-85.
- Peterson, R y E. Chalif. 2008. *Aves de México, guía de campo*, primera edición. México D.F.: Editorial Diana, S.A. de C.V.
- Sánchez-Martínez, T.C. y K. Renton. 2009. Availability and Selection of Arboreal Termitaria as Nest-sites by Orange-fronted Parakeets *Aratinga canicularis* in Conserved and Modified Landscapes in Mexico. *Ibis* 151: 311-320.
- Stiles, F. G. y A.F. Skutch. 2003. *Guía de aves de Costa Rica*, tercera edición. Santo Domingo de Heredia: Editorial INBio.
- Toledo, W., N. Herrera y M.V. Castaneda. 2012. *Informe anual disposición de fauna silvestre 2011*. San Salvador: Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- TRAFFIC Norteamérica. 2009. *Análisis de vacíos y necesidades para el control del comercio de vida silvestre en los países parte del CAFTA-DR*. Washington DC.: World Wildlife Fund.



- Wright, T.F., C.A. Toft, E. Enkerlin-Hoeflich, J. González-Elizondo, M. Albornoz, A. Rodríguez-Ferraro, *et al.* 2001. Nest poaching in Neotropical Parrots. *Conservation Biology* 15(3): 710-720.
- WWF. 2016. *Living Planet Report 2016. Risk and Resilience in a New Era*. Gland, Switzerland: WWF International.
- Zolotoff-Pallais, J.M. y M. Lezama. 2009. *Manual básico manipulación de fauna silvestre decomisada en Nicaragua*. Nicaragua: United States Agency International Development/ Ministerio del Medio Ambiente y Recursos Naturales.



Colisión de aves con ventanas: problema, prevención, mitigación y tendencias de investigación

[Bird-window collisions: problem, prevention, mitigation and research directions]

Rose Marie Menacho-Odio

Programa de Manejo de Recursos Naturales, Escuela de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad Estatal a Distancia. 474-2050, San José, Costa Rica rmenacho@uned.ac.cr

Resumen

La colisión de aves con ventanas es un problema antropogénico de índole global. Provoca la muerte de millones de aves, afecta especies migratorias, residentes, comunes, raras y amenazadas. En este artículo se explica el por qué las aves colisionan con ventanas, por qué mueren y qué hacer para auxiliarlas. Se señalan métodos cuya efectividad ha sido probada y otros que no son recomendables para prevenir las colisiones. Finalmente, se describe algunas medidas para manejar el problema como educación, legislación y recomendaciones para la investigación del mismo.

Palabras claves: conservación, estrategias, mitigación, mortalidad

Abstract

Bird-window collisions is an anthropogenic problem of a global nature. It causes the death of millions of birds, affects migratory species, residents, common, rare, and threatened. This article explains why birds collide with windows, why they die, and what to do to help them. Methods are indicated whose effectiveness has been proven and others that are not recommended to prevent collisions. Finally, it describes aspects of the management of this problem such as education and legislation on the subject, and recommendations for future research.

Key words: conservation, mitigation, mortality, strategies



Introducción

Existe una gran preocupación por el rápido declive de las poblaciones de aves silvestres en todo el mundo. Entre las causas de mortalidad, la colisión de aves con ventanas merece atención por causar miles de millones de muertes de aves al año, porque el vidrio es un material muy común y apreciado en la arquitectura moderna (Pariafsai 2016) y porque ya se conocen métodos de prevención y mitigación de efectividad comprobada (Klem 2015). A pesar de que hace casi treinta años se advirtió sobre la magnitud de la colisión de aves con ventanas (Klem 1990b), el tema sigue siendo desconocido o subestimado por muchísimas personas. Por ello, en este artículo se describe este problema así como métodos y estrategias que se conocen y utilizan para mitigar el mismo.

¿Por qué las aves colisionan con ventanas?

Las aves pueden golpear contra vidrios por distintas razones. En ocasiones el ave ataca a su imagen reflejada en una ventana, espejo u otra superficie pulida. Se considera en estos casos, que el ave percibe a su propia imagen como un intruso que ha invadido su territorio y golpea el vidrio para expulsarlo. A este comportamiento se le ha llamado “boxeo de sombra” (*shadow boxing*) y, si bien puede ocurrir en cualquier época del año, se observa más a menudo durante el periodo de reproducción por parte de aves de ambos sexos. Se teme que cuando ocurre este comportamiento por periodos extensos, el ave puede sufrir inanición, corre riesgo de ser

depredado, incurre en un gasto inútil de energía e incluso puede provocarse daño a sí misma llegando en ocasiones a morir. Por otra parte, el sonido del continuo golpeteo y la suciedad que dejan las aves cerca de las ventanas resultan molestos para muchas personas. Al parecer, la única forma de detener los ataques es eliminar el reflejo tapando el vidrio (Roerig 2013).

En otras ocasiones las aves vuelan hacia paneles de vidrio como si no percibieran que allí hay un obstáculo, como si los vidrios fueran invisibles para ellas (Klem 1989). Graham (2011) y Bevanger (1994) han descrito algunos aspectos de la visión de las aves que podrían favorecer las colisiones contra vidrios y otros objetos artificiales. Por ejemplo, a diferencia de los humanos, los ojos de la mayoría de las aves se ubican a los lados de la cabeza, la agudeza visual lateral es mayor que la frontal y cuando vuelan suelen mirar hacia abajo y a los lados en lugar de hacia el frente. Klem (1989, 2015), por su parte, sostiene que la razón por la que las aves golpean contra ventanas es que son engañadas por la transparencia del vidrio y porque este, bajo ciertas condiciones, se comporta como un espejo. Durante el día, las habitaciones suelen ser más oscuras que el exterior de los edificios. En estos casos aún el vidrio transparente puede reflejar los árboles, cielo o alrededores. Se cree que las aves perciben las imágenes reflejadas como reales. Los vidrios polarizados o teñidos generan una imagen aún más vivida que los vidrios sin teñir, aumentando el peligro para las aves (Klem 2015). Por otra parte, cuando

un panel de vidrio transparente se encuentra frente a otro o cuando los vidrios se unen en las esquinas, crean la impresión de un pasadizo o túnel a través del cual las aves procuran pasar. Por lo anterior, es de esperar que las colisiones ocurran dondequiera que coexistan aves y ventanas (Klem 2014).

Magnitud del problema. A través de los años, se han dado diversas estimaciones de la magnitud de la mortalidad generada por la colisión de aves con ventanas (Banks 1976, Klem 1990a). En 2014, Loss *et al.* estimaron que 365-988 millones mueren por golpear con ventanas cada año en Estados Unidos, lo que implica que de 2% a 9% de las poblaciones de aves de ese país estaría desapareciendo cada año por esa causa. Por otra parte, Machtans *et al.* (2013) estimaron una pérdida anual de 16-42 millones de vidas de aves por colisión con ventanas en Canadá. Considerando que se atribuye una mortalidad anual de 1.4 a 3.7 mil millones de aves por ataque de gatos domésticos y ferales, la colisión de aves puede considerarse la segunda causa de muerte antropogénica (Loss *et al.* 2013). De hecho, ambas causas de mortalidad están relacionadas pues, las aves aturdidas por una colisión pueden ser presas fáciles para los felinos y otros carroñeros (Klem *et al.* 2004).

Se ha discutido si la mortalidad de aves por colisión con ventanas afecta la sostenibilidad de las poblaciones de aves a largo plazo (Arnold y Zink 2011). Se considera que éste es un factor de mortalidad aditivo y que la pérdida de individuos saludables, con potencial reproductivo, tiene

consecuencias en la sostenibilidad de las especies tanto comunes como amenazadas (Klem 2015).

Si bien la magnitud de este problema es enorme, el avistar aves muertas cerca de ventanales puede no ser muy común (Menacho 2018, en prensa). El cómo las colisiones son detectadas es relevante. Las personas pueden darse cuenta de una colisión por medio de la vista (al ver la colisión o encontrar el cuerpo del ave) o al escuchar el sonido del golpe. En este último caso, las personas no escucharán la colisión si están lejos o distraídas (Bracey *et al.* 2016), por otra parte, los experimentos de campo revelan que una de cada cuatro colisiones no deja evidencias, como plumas, sangre u otra marca (Klem 2009). El cuerpo del ave puede quedar escondido en la vegetación o en un sitio inaccesible y luego desaparecer por la acción de carroñeros, en especial en zonas rurales (Bracey *et al.* 2016).

Estos factores hacen que la detectabilidad de las colisiones pueda ser una fuente de error durante las investigaciones (Loss *et al.* 2015b). Es conveniente realizar más investigaciones sobre el cómo las personas se percatan de las colisiones de las aves, especialmente cuando muchas de las investigaciones son realizadas por voluntarios.

Resulta relevante que este problema está afectando tanto a especies endémicas, amenazadas como a las comunes y abundantes (Loss *et al.* 2014; Menacho-Odio 2015). Actualmente se desconoce el impacto en las poblaciones de aves amenazadas en zonas donde



estas coexisten con ventanales. Para comprender mejor la magnitud de este problema, es necesario realizar estudios a nivel nacional, regional y continental.

Factores que influyen en la colisión de aves con ventanas. Múltiples factores pueden influir en la frecuencia de colisiones en un determinado sitio (Klem 1989; Loss *et al.* 2014). De acuerdo a Klem (1990), cualquier factor que atraiga aves cerca de las ventanas aumentará el número de colisiones. Algunos atrayentes son: a) Vegetación. La vegetación atrae a las aves porque les sirve de refugio, les brinda alimento y les sirve de percha. Las aves pueden percibir la vegetación reflejada en las ventanas como real y golpear contra el cristal (Gelb y Delacretaz 2009; Klem *et al.* 2009; Borden y Lockhart 2010). b) Presencia de comederos y agua. La presencia de comederos de aves a más de tres metros de las ventanas está asociada a un mayor número de colisiones (Klem 1990b), en cambio, los comederos colocados a menos de un metro de las ventanas podrían servir para evitar las colisiones en las ventanas, pues ellas no desarrollan la velocidad suficiente como para matarse y más bien puede aprender que allí hay un obstáculo (Klem *et al.* 2004). Las fuentes de agua para las aves tienen un efecto semejante a los comederos favoreciendo la densidad de aves en cercanía de las ventanas y por ende las colisiones (Klem 1989). c) Luz artificial. La luz artificial atrae y desorienta a las aves migratorias durante la noche, algo que resulta de especial importancia en ciudades con muchos edificios altos. Esto ha

motivado la creación de programas para reducir la luminosidad en ciudades (Evans 1996; City of Toronto 2016). En términos generales, cualquier atrayente para las aves, sean plantas, flores y frutos, agua o comederos que esté a más de un metro de la ventana aumenta el riesgo de que estas se maten al colisionar contra el vidrio.

Las características estructurales de las edificaciones también influyen en la frecuencia de colisiones de aves. Algunas de ellas son: a) Tamaño de la ventana (área del vidrio). Las aves pueden golpear en ventanas pequeñas, sin embargo, una mayor superficie aumenta la probabilidad de un golpe mortal (Klem *et al.* 2009; Borden *et al.* 2010; Klem 2014; Ocampo-Peñuela *et al.* 2016). Un alto porcentaje de vidrio cubriendo una fachada es también un aspecto que implica un mayor peligro para las aves (Cusa *et al.* 2015). b) Ubicación de los vidrios. Las ventanas que se colocan en forma paralela, ya sea en pasadizos, cuartos y otros, parecen provocar un alto número de accidentes (Klem 1989; Ocampo-Peñuela *et al.* 2016). c) Altura del edificio. Aunque la cantidad de aves muertas alrededor de edificios altos resulta más visible, menos de un 1% de las aves muere al golpear los mismos, y las casas y edificios residenciales bajos, en cambio, son responsables del 90% de las muertes. La razón de esto es que las casas y edificios bajos son mucho más abundantes que los edificios altos y por ello, en ellas ocurre la mayoría de las colisiones (Machtans *et al.* 2013; Loss *et al.* 2014) y aunque maten pocas aves cada año, el efecto acumulativo es grande. Esto

también implica que para reducir la mortalidad sería necesario aplicar medidas de mitigación a un gran número de estructuras (Loss *et al.* 2014).

Otros factores que influyen en la frecuencia de las colisiones son los siguientes: a) Nivel de urbanización. Hager *et al.* (2017) indican que los edificios ubicados en sitios altamente urbanizados el número de colisiones es menor que en aquellos menos urbanizados. En general, los edificios de gran tamaño con ventanas grandes, alto porcentaje de vidrio en la fachada y rodeados de vegetación, propician un mayor número de colisiones de aves (Borden y Lockhart 2010; Cusa *et al.* 2015; Hager y Craig 2014). b) Tiempo del año y del día. Muchos estudios se han realizado en época de migración pues es de esperar más colisiones en este tiempo (Wittig *et al.* 2017). En Norte América se dice que el 90% de las colisiones ocurre durante las migraciones de primavera y otoño (Borden y Lockhart 2010). En cuanto a las horas del día, la mayor mortalidad ocurre entre el amanecer y las cuatro de la tarde (Hager y Craig 2014), y especialmente en horas de la mañana (Klem 1989; Kahle *et al.* 2016).

Se ha analizado si existen diferencias en cuanto a la vulnerabilidad en relación a características como estatus migratorio, edad, sexo, abundancia local, comportamiento, gremio alimentario y especie. A continuación se presentan algunos de los hallazgos: a) Estatus migratorio. Diversos estudios han mostrado que las especies migratorias latitudinales de largas distancias sufren más colisiones que las

aves residentes durante la época de migración, en especial, en zonas urbanas (Hager *et al.* 2008; Loss *et al.* 2014; Ocampo-Peñuela *et al.* 2016; Wittig *et al.* 2017). Por su parte, las aves residentes parecen sufrir más colisiones en sitios rurales que en los urbanos (Hager *et al.* 2013; Loss *et al.* 2014). Sabo *et al.* (2016), Kahle *et al.* (2016) y Wittig *et al.* (2017), sugieren que las aves residentes, al estar familiarizadas con una zona, pueden evitar los vidrios mientras que aquellas sin experiencia previa, como las aves migratorias, podrían sufrir más choques. Además, las aves que migran durante la noche parecen colisionar con edificios más a menudo que las residentes y migratorias diurnas (Hager *et al.* 2013, Machtans *et al.* 2013, Loss *et al.* 2014). b) Edad. Ni Klem (1989) ni Sabo *et al.* (2016) encontraron diferencias en la vulnerabilidad según la edad de las aves. Kahle *et al.* (2016) por su parte, encontraron que las aves jóvenes, y especialmente las de menos de un año son más susceptibles a colisionar que aves de más de un año. c) Sexo. Klem (1989) tampoco encontró diferencias de vulnerabilidad en relación al sexo de los individuos. Kahle *et al.* (2016), en cambio, encontró que los machos golpeaban en mayor proporción que las hembras en todos los meses del año. Ellos explican que esto pueda deberse a que los machos son más agresivos y activos en la defensa de los territorios que las hembras. d) Sinantropía. Especies sinantrópicas son aquellas que prosperan en ambientes urbanos. Klem (2014) sugirió que aves sinantrópicas como la paloma de castilla (*Columba livia*) o el gorrión



común (*Passer domesticus*), no parecen golpear frecuentemente con ventanas, y que quizás esto se deba a que acostumbran a volar en perchas cercanas al vidrio, de manera que si golpean sin mucha fuerza pueden aprender a evitar el vidrio. Recientemente, Wittig *et al.* (2017) probaron la hipótesis de que las especies sinantrópicas eran menos susceptibles a colisiones, pero no encontraron evidencia de ello en su estudio. e) Abundancia local, grupo taxonómico y comportamiento. Algunos estudios han puesto a prueba la hipótesis de que los números de colisiones responden a la abundancia relativa de cada especie. Tanto Kahle *et al.* (2016) como Sabo *et al.* (2016) y Wittig *et al.* (2017) indican que esto podría no ser así, pues algunas aves localmente abundantes colisionan en bajos números mientras que otras escasas o raras, colisionan más frecuentemente de lo esperado. Con ello, se indica que puede haber mayor

vulnerabilidad en algunas especies o grupos que en otras. En Estados Unidos, Loss *et al.* (2014) señalan algunas especies que han mostrado una desproporcionada vulnerabilidad a colisionar, sin importar el tipo de edificio. Entre grupos taxonómicos, sobresalen los colibríes y los vencejos. La vulnerabilidad de los colibríes se ha explicado por su relativa fragilidad, el que desarrollen altas velocidades, la territorialidad de los machos y el viajar largas distancias para acceder a néctar que no esté siendo defendido (Graham 1997). Kahle *et al.* (2017) encontraron que aves que forman bandadas numerosas parecen ser menos vulnerables a las colisiones. Ellos sugieren que quizás algún miembro del grupo detecta el peligro y advierte a los demás. Finalmente, se ha señalado algunos comportamientos que podrían favorecer las colisiones, por ejemplo, el vuelo de pánico



Los colibríes colisionan frecuentemente con ventanas.
Foto: Miguel Álvarez



Las aves que picotean y golpean espejos muestran el comportamiento llamado "boxeo de sombra". Foto: Rose Marie Menacho Odio

(Dunn 1993) y la tendencia a volar a través de túneles o pasadizos (Snyder 1946).

¿Por qué las aves mueren al colisionar contra vidrios?

El choque frontal contra un vidrio puede generar al ave heridas visibles, como picos o alas rotas, y también señales de hemorragia externa en pico y ojos. En muchos casos, sin embargo, no se observa sangre y muchas personas, al observar la flexibilidad natural del cuello piensan que el ave ha muerto porque se le ha “roto el cuello” (Veltri y Klem 2005). Klem (1990) y

Veltri y Klem (2005) describen que la verdadera causa de muerte de las aves es una hemorragia intracraneal ocasionada por la ruptura de vasos sanguíneos y el posterior daño cerebral. Por ser interna, la hemorragia no suele mostrar señales visibles y los esfuerzos bien intencionados de las personas por hacer volar o alimentar a las aves heridas son contraproducentes. Algunas aves sobrevivientes presentan parálisis de los extremos inferiores de la cual no se recuperan. Además, la muerte no siempre es inmediata, puede ocurrir tiempo después del golpe (Klem 1990a).



*En Costa Rica se han reportado más de 130 especies por golpear ventanas. Algunas grandes como este tucán pico arcoiris (*Ramphastus sulphuratus*). Foro: Martha Garro.*



¿Cómo ayudar a aves sobrevivientes de colisiones con ventanas?

Para ayudar a las aves sobrevivientes hay que evitar manipular el ave, pues esto le puede provocar estrés y aumentar la presión intracraneal. No se debe intentar alimentar ni dar agua a las aves aturdidas. En lugar de esto, se recomienda colocarla en un lugar cálido, seguro y libre de estímulos (luz, ruido, movimiento), como en el interior de una caja de cartón con orificios que permitan la ventilación (Klem 1990b; Tseng 2004). Se debe dejar descansar al ave una hora o hasta que muestre mayor actividad y luego liberarla en un sitio alejado de ventanas y otros peligros. A pesar de los cuidados que puedan recibir, más de la mitad de las aves que golpean ventanas mueren inmediatamente o tiempo después por la hemorragia intracraneal (Klem 1990a, Veltri y Klem 2005, Ocampo-Peñuela *et al.* 2015).

¿Cómo disminuir la mortalidad por colisión aves-ventanas?

Ya que usualmente se desconoce la condición de las poblaciones de aves silvestres es preferible mantener un enfoque precautorio e incentivar mejores prácticas de manejo para minimizar la mortalidad de las aves (Longcore y Smith 2013). Por ello, es preciso transferir información del problema y soluciones a los tomadores de decisiones (Longcore y Smith 2013; Machtans y Thogmartin 2014). Klem (2015) y Snep *et al.* (2016) señalan grupos de personas a los que resulta relevante involucrar: planificadores

y diseñadores urbanos, arquitectos del paisaje, ingenieros y desarrolladores urbanos, propietarios de viviendas, compañías e industrias productoras de vidrios y láminas; diseñadores de paisaje y jardinería, profesionales en educación, profesionales legales y científicos de bienestar animal y quienes apoyan estas causas.

Sí se pretende prevenir la mortalidad de aves por colisión, se debe de considerar este problema desde el diseño de las edificaciones así como intervenir ventanales de edificios ya existentes. Algunas recomendaciones para prevenir colisiones al diseñar un edificio nuevo son: no utilizar vidrios altamente reflectivos, disminuir el área de vidrio expuesto, evitar colocar vidrios que reflejen la vegetación o que luzcan como pasadizos para las aves, evitar diseños que se comporten como trampas ya sea por presentar altos tragaluces o por dirigir a las aves a su interior. Además, incluir en el diseño objetos que sea percibidos como obstáculos por las aves, como pueden ser verjas, parasoles, divisiones de ventanas o maineles (Sheppard 2011). Para cualquier método, Klem (2009) recalca la importancia de que toda el área de la ventana sea cubierta y que el mismo se aplique en el lado externo de la ventana.

A continuación se describen algunos de los métodos para mitigar la mortalidad cuya efectividad ha sido puesta a prueba:

1. **Eliminar la transparencia y la reflectividad por medio de abrasivos.** Algunos métodos para eliminar la reflectividad de la

superficie externa de las ventanas son el arenado (*sandblasting*), grabado con ácido (*acid etching*), esmerilado y fritado. En estos casos el vidrio se vuelve translúcido y se pierde parte de la transparencia (Klem 2009). Para evitar perder completamente la transparencia, se pueden introducir marcas distanciadas a unos 10 cm entre sí.

2. **Cuerdas (Acopian Bird Savers).** Las cuerdas de 3.2 mm separadas 10 cm entre sí y que se dejan colgar en el lado externo

de las ventanas han demostrado tener una efectividad de más del 90% para prevenir colisiones en Norte América (Klem y Saenger 2013), además, se encuentran entre los métodos preferidos por algunas personas por ser económicas, por permitir la entrada de luz y no obstaculizar la vista (Menacho-Odio 2018, en prensa).

3. **Vinil microperforado (Collide Escape).** Este material es utilizado para publicidad y cuenta con la ventaja de que no obstruye la



Las cuerdas colocadas a 10 cm entre sí, son mucho más efectivas que las siluetas de aves espaciadas. Foto: RoseMarie Menacho



vista hacia el exterior cuando el interior de la habitación es más oscuro que el exterior, como es lo usual (Klem 2009; Fatal Light Awareness Program [FLAP] 2007).

4. **Verjas y parasoles.** Al mantener una distancia de unos 10 cm entre sí, las verjas o parasoles colocados en el exterior de las ventanas brindan mayor seguridad a las casas y al mismo tiempo disminuyen la mortalidad de las aves (Fatal Light Awareness Program [FLAP] 2007).
5. **Marcas y materiales que disminuyan la transparencia y reflectividad.** Cinta adhesiva (ABC Tape), mallas, cedazo, y otros materiales que reducen la transparencia y reflectividad pueden ser efectivos, especialmente para casas residenciales (Klem 2014). Cualquier marca debería de tener al menos 5 mm de grosor y estar separados a 10 cm o menos entre sí. (City of Toronto 2016). Las franjas verticales deben colocarse a una distancia de 10 cm y las horizontales a 5 cm unas de otras (Klem 1990b).
6. **Señales que reflejan luz ultravioleta (ORNILUX Mikado).** Puesto que muchas aves diurnas poseen visión ultravioleta, mientras para los humanos no la tienen, se ha propuesto introducir en el vidrio marcas espaciadas a una distancia de 5 a 10 cm que absorban o reflejen luz ultravioleta (Klem 2014). El vidrio ORNILUX utiliza esta tecnología, sin embargo, Klem y Saenger (2013) encontraron que al usar ORNILUX Mikado en condiciones transparentes

podía resultar más letal que los vidrios sin tratamiento, pues reflejaba sólo 7 a 22% de los rayos ultravioleta. Por ello, para ser efectivos las señales ultravioleta deben al menos reflejar 20 a 40% de los rayos ultravioleta (Klem 2009). Además, es importante que los elementos que reflejan la luz ultravioleta estén adyacentes a áreas que absorban casi un 100% de la misma. Otra limitación de ORNILUX es que las señales ultravioletas se encuentran en el interior de las ventanas, de manera que la superficie externa de los vidrios enmascara la señal ultravioleta que se espera proteja a las aves (Daniel Klem Jr. Com.pers. 12 de febrero 2018). Aun cumpliendo estas condiciones, este método sólo será efectivo para aves que tienen visión de radiación ultravioleta como son las gaviotas, loros y aves del orden paseriformes (Hastad y Ödeen 2014).

7. **Altavoces.** Swaddle e Ingrassia (2017) emplearon altavoces cuando un ave se dirigía a una ventana y encontraron que las mismas redujeron la velocidad en un 20%, de modo que aunque sí golpeaban contra el vidrio, al menos se reducía la fuerza del golpe.

Algunos de los métodos considerados no efectivos para prevenir colisiones son:

1. **Siluetas o calcomanías.** A pesar de ser uno de los métodos más conocidos y utilizados para prevenir colisiones (Oviedo y Menacho-Odio 2015; Menacho-Odio 2018, en prensa) no son efectivas para prevenir colisiones a menos que se coloquen en la

parte externa de la ventana a una distancia no mayor a 10 cm (Klem 1990b, Ocampo-Peñuela 2015, Brisque *et al.* 2017).

2. **Ventanas inclinadas.** Las ventanas inclinadas hacia abajo 20 a 40 grados pueden ayudar a reducir el número de muertes porque la inclinación reduce el impulso y por tanto la fuerza del golpe (Klem *et al.* 2004), pero su aplicación es poco frecuente, por los retos que conlleva su aplicación para los arquitectos y porque se requiere más evidencia científica que apoye su efectividad (City of Toronto 2016).
3. **Cortinas, pantallas o persianas colocadas en el interior de la habitación.** No fueron consideradas como una buena estrategia pues su uso es opcional y temporal y por tanto, no hay certeza de que sean empleadas por el dueño del edificio durante épocas de alta mortalidad (City of Toronto 2016). Además, para que sean efectivas, es necesario que el interior de la habitación esté iluminado, y sin embargo, lo usual es que las habitaciones sean oscuras, por lo que el efecto “espejo” impide que lo que haya en el interior del cuarto sea visto desde fuera (Daniel Klem, Jr. com. per. 2018).
4. **Vidrio teñido o polarizado.** Por falta de evidencia de su efectividad no es aceptado como una opción (City of Toronto 2016).

Los métodos efectivos descritos requieren la aceptación de los potenciales usuarios, por lo que es importante conocer las cualidades deseadas por ellos. Entre estas cualidades,

Oviedo y Menacho-Odio (2015) señalan el precio, la efectividad percibida del método, que no obstruya la vista de la ventana, aspectos estéticos, durabilidad de los métodos y que no disminuya la transparencia, ni obstruyan la visibilidad. Existe variabilidad en cuanto a los criterios en distintas personas y algunas optan por sacrificar la estética si hay certeza de efectividad del método. En el estudio de Menacho-Odio (2018 en prensa), se determinó que si bien las colisiones de aves pueden ser percibidas como frecuentes y el problema considerado relevante las personas pueden usar un método no efectivo para prevenir colisiones (como las siluetas de aves) y por ello es importante dar a conocer los métodos que sí funcionan.

Educación sobre el problema. A pesar de la evidencia acerca de la magnitud del problema y de las obligaciones éticas acerca del mismo, los científicos de bienestar animal y el público en general han puesto poca atención acerca del mismo (Klem 2014). Esto puede deberse a que la mortalidad, aunque es mucha debido a la cantidad de ventanas y edificaciones, pareciera poca porque está dispersa en el paisaje y porque las muertes no son intencionadas (Menacho-Odio 2018, en prensa). Esto indica una necesidad de divulgar información sobre el problema y, sobretodo, sobre los métodos efectivos para prevenirlo.

De momento la implementación voluntaria de medidas de corto y largo plazo ha tenido un éxito limitado. Como una forma de impulsar la implementación de métodos de prevención,



organizaciones y programas como la American Bird Conservancy y el Fatal Light Awareness Program (FLAP) (2007), y algunos gobiernos de ciudades norteamericanas, han definido lineamientos arquitectónicos para remodelar y diseñar construcciones (Klem 2015).

Como pasos para lidiar con este problemas, distintos autores recomiendan identificar edificios y ventanales que ocasionen una mayor mortalidad y así priorizar las acciones implementando allí los métodos deseados (Chin 2016), al respecto, Winton *et al.* (2018) sugieren el uso de aplicaciones como *iNaturalist* para ubicar los puntos donde ocurre mayor mortalidad y así priorizar la intervención de ventanas más letales; intensificar la implementación de las medidas de mitigación durante las temporadas de mayor mortalidad, como la de reproducción y migración, especialmente cuando de edificios bajos y zonas rurales se trata (Kahle *et al.* 2016); Kummer y Bayne (2015) encontraron que la tasa de colisiones aumentaba cuando había un comedero presente, por esto sugieren eliminar los comederos de aves de jardines o colocarlos a menos de un metro. (Klem *et al.* 2004).

Legislación sobre colisión aves-ventanas. El que las ventanas sean un elemento tan común asociado a los humanos y también el hecho de que las personas que colocan ventanales no lo hacen con la intención de matar aves, ha dificultado el usar leyes para obligar el uso de métodos para prevenir colisiones con ventanas. Se ha dicho que el extender una ley que obligue a evitar las muertes no intencionales es inviable

y a pesar de las leyes y tratados internacionales existentes, pocas acciones legales para mitigar el problema se puesto en práctica (Klem 2015).

¿Qué vacíos de información existen y qué tendencias tiene la investigación sobre la colisión de aves con ventanas?

Hasta hace poco, la mayoría de las investigaciones sobre este tema se habían realizado en Norteamérica y Europa. Sin embargo, en los últimos años, se aprecia una tendencia creciente de estudios en el Neotrópico, como en Brasil (Brisque *et al.* 2017; Soares Santos *et al.* 2017), Colombia (Agudelo-Álvarez 2006; Agudelo-Álvarez *et al.* 2010; Ocampo-Peñuela *et al.* 2016), México (Cupul Magaña 2003) y Costa Rica (Graham 1997; Oviedo y Menacho-Odio 2015; Menacho-Odio 2015). La investigación en diversas partes del mundo sigue siendo necesaria para comprender mejor el impacto tanto en las especies migratorias como en las propias de cada lugar. Resulta también relevante la investigación en sitios de alta biodiversidad. Por ejemplo, la investigación de Soares Santos *et al.* (2017), describe la colisión de aves-ventanas en un área de importancia para las aves (IBA) del sureste de Brasil. En su investigación fue posible demostrar que las especies endémicas y amenazadas, además de las migratorias, son víctimas de este problema. La experiencia demuestra que es fácil ignorar este problema, por lo que uno de los primeros pasos en la investigación consiste en saber qué especies, cuántas aves están siendo afectadas y también determinar qué cambios en la arquitectura,

el diseño de edificios y planificación urbana se pueden hacer para disminuir las tasas de mortalidad (Kenney 2015). Para determinar qué especies son afectadas por este problema, es posible acceder a información de museos de historia natural, a naturalistas y biólogos que recolecten cuerpos y al público en general a través de las redes sociales y otros medios de comunicación masiva. (Klem 1989; Menacho-Odio 2015). La ciencia ciudadana puede jugar un papel importante en el conocimiento y educación sobre este problema. Sin embargo, Loss *et al.* (2015a) comentan que es relevante tomar medidas para asegurar la calidad de los datos. Ellos recomiendan definir de antemano claramente las preguntas de investigación, seleccionar las unidades de estudio en forma aleatoria, motivar a los participantes en la toma de datos, cuantificar el esfuerzo, registrar esfuerzos en que se obtuvieron “ceros” y utilizar repositorios virtuales.

Otras recomendaciones son: cuantificar tasas de colisión en distintos tipos de edificios a través del año y en distintas localidades geográficas y ecológicas (Loss *et al.* 2014); realizar más estudios a nivel de especie para así comprender la vulnerabilidad a colisionar según las características de la misma (Cusa *et al.* 2015); estudiar cómo disminuir los sesgos que causan una subestimación de la mortalidad: remoción por carroñeros, imperfecta detección de colisiones; determinar los mejores métodos para reducir la mortalidad. En este último campo

hacen falta estudios sistemáticos de medidas de mitigación (Loss *et al.* 2015b);

Para estudios sistemáticos Loss *et al.* (2014) sugieren registrar todos los conteos, incluyendo aquellos con mortalidad igual a cero; anotar el número de horas por persona en cada muestreo; indicar el número de edificios y de fachadas de edificios muestreadas; mencionar la dirección y coordenadas de los edificios, separar registros de fatalidades encontradas durante rutas oficiales y las encontradas en forma incidental fuera de periodos de muestreo; combinar datos de esfuerzo con información sobre edificios y realizar muestreos durante todo el año y no solo durante época de migración.

Al coleccionar cuerpos de aves que han golpeado ventanas, es útil contar con un protocolo que homogenice el esfuerzo, aumenta la detectabilidad, que sea económico y simple y que además considere la remoción de cuerpos por parte de carroñeros (Hager y Cosentino 2014). Diversos estudios sostienen la importancia de monitorear la efectividad de los métodos para prevenir colisiones. (Ocampo-Peñuela *et al.* 2016), por ejemplo, sugiere utilizar cámaras trampa cerca de las ventanas para documentar las colisiones. En las últimas décadas, los dos métodos que se han empleado, en forma complementaria o separada, para probar la efectividad de los métodos son: a) **Pruebas con túneles**. El primero es conocido como un túnel de vuelo. Usualmente se atrapa las aves silvestres con redes de niebla y luego se liberan dentro de un túnel al extremo del cual se colocan dos



aperturas iluminadas, cada una de ellas presenta un tratamiento distinto y se observa si las aves evitan o no los vidrios sobre los cuales se han colocado métodos. b) **Experimentos de campo.** El colocar vidrios en marcos en áreas abiertas donde hay una alta densidad de aves y una red para recoger las aves que golpean contra dichos vidrios. Estos experimentos suelen durar entre 30 y 90 días, se simulan ventanas en estructuras humanas; la posición de los métodos a probar se cambian usualmente en forma aleatoria para así evitar sesgos (Klem y Saenger 2013, Klem 2015). Klem (2015) sugiere utilizar estos métodos en forma complementaria, utilizando el método del túnel como una prueba inicial y los experimentos de campo como una prueba final. Otro método interesante fue contar el número de aves muertas a lo largo de una barrera de sonido en la carretera colocando distintos métodos en secciones de la misma (Schmid y Siervo 2000 citado por Rössler *et al.* 2015). Se debe continuar la investigación para definir mejores métodos para determinar la efectividad de las prácticas para prevenir colisiones.

Conclusiones

La mortalidad por colisión de aves con paneles de vidrio es un tema de conservación relevante pues ocasiona la muerte de miles de millones de aves en todo el mundo y se suma a las causas que provocan el declive de las poblaciones de aves silvestres. Si bien, este problema ha llamado la atención por afectar a especies migratorias (Loss *et al.* 2014); también causa la

muerte de aves residentes, afectando a especies endémicas y amenazadas (Menacho-Odio 2015; Soares Santos *et al.* 2017). La investigación sobre este tema está generando información sobre los factores que inciden en la mortalidad, como son factores ambientales, estructurales y propios de los grupos taxonómicos. Es de suma importancia aumentar los esfuerzos por educar y trabajar con grupos que tienen directa injerencia en el problema, tales como planificadores y diseñadores urbanos, arquitectos, propietarios de viviendas, profesionales en educación, profesionales legales y científicos de bienestar animal (Klem 2015; Snep *et al.* 2016). De igual forma, debe continuar la búsqueda de métodos preventivos efectivos y que cumplan con los requerimientos de los usuarios.

Agradecimientos

Quisiera agradecer a Rosita Ulate, a Roy May y a Daniel Klem Jr. y por sus valiosos comentarios para este documento.

Referencias

- Agudelo-Álvarez, L. 2006. *Colisión de aves contra los ventanales del campus de la Universidad Javeriana, Sede Bogotá. Alternativas de mitigación.* Bogotá: Universidad Javeriana.
- Agudelo-Álvarez, L., J. Moreno-Velasquez y N. Ocampo-Peñuela. 2010. Colisiones de aves contra ventanales en un campus universitario de Bogotá, Colombia. *Ornitología Colombiana* 10:3-10.

- Banks, R. C. 1976. Reflective Plate Glass - A Hazard to Migrating Birds. *Bioscience* 26: 414.
- Bevanger, K. 1994. Bird Interactions with Utility Structures: Collision and Electrocution, Causes and Mitigation Measures. *Ibis* 136:412-425.
- Borden, C. W. y O. M. Lockhart. 2010. Seasonal, Taxonomic, and Local Habitat Componentes of Bird-window Collisions on an Urban University Campus in Cleveland, OH. *Ohio Journal of Science* 110(3):44-52.
- Bracey, A. M., M. A. Etterson, G. J. Niemi y R. F. Green. 2016. Variation in Bird-window Collision Mortality and Scavenging Rates Within an Urban Landscape. *The Wilson Journal of Ornithology* 128(2):335-367.
- Brisque, T., L. A. Campos-Silva y A. Piratelli. 2017. Relationship Between Bird-of-prey Decals and Bird-window Collisions on a Brazilian University Campus. *Zoologia* 34:1-8.
- Chin, S. 2016. Investigating the Effects of Urban Features on Bird Window Collisions. Tesis de Master of Science, York University.
- City of Toronto. 2016. *Bird-friendly Best Practices Glass*. City of Toronto: City Planning.
- Cupul Magaña, F. G. 2003. Nota sobre colisiones en las ventanas de edificios universitarios en Puerto Vallarta, México. *Revista de Ornitología Mexicana* 4(2):17-21.
- Cusa, M., D. A. Jackson y M. Mesure. 2015. Window Collisions by Migratory Bird Species: Urban Geographical Patterns and Habitat Associations. *Urban Ecosystems* 18: 1427-1446.
- Dunn, E. H. 1993. Bird Mortality from Striking Residential Windows in Winter. *Journal of Field Ornithology* 64(3): 302-309.
- Evans, O. 1996. Collision Course: The Hazards of Lighted Structures and Windows to Migrating Birds, <http://digitalcommons.unl.edu/flap/3>: Fatal Light Awareness Program (FLAP).
- Fatal Light Awareness Program (FLAP). 2007. *Bird-Friendly Development Guidelines, Toronto*: <http://digitalcommons.unl.edu/flap>.
- Gelb, Y. y N. Delacretaz. 2009. Window and Vegetation: Primary Factors in Manhattan Bird Collisions. *Northeastern Naturalist* 16(3):455-470.
- Graham, D. L. 1997. Spider Webs and Windows as Potentially Important Sources of Hummingbird Mortality. *Journal of Field Ornithology* 68(1): 98-101.
- Graham, R. M. 2011. Understanding Bird Collisions with Man-made Objects: a Sensory Ecology Approach. *Ibis* 153(1): 239-254.
- Hager, S. B., B. J. Consentino y M. A. Aguilar-Gómez. 2017. Continent-wide Analysis of How Urbanization Affects Bird-window Collision Mortality in North America. *Biological Conservation* 212:209-215.
- Hager, S.B., B.J. Cosentino, K.J. McKay, C. Monson, W. Zuurdeeg, B. Blevins. 2013. Window Area and Development Drive Spatial



- Variation in Bird-Window Collisions in an Urban Landscape. *PLOS One* 8(1): e53371. doi:10.1371/journal.pone.0053371
- Hager, S. B. y B. J. Cosentino. 2014. Surveying for Bird Carcasses Resulting from Window Collisions: a *Standardized Protocol*. PeerJ:1-11.
- Hager, S. B. y M. E. Craig. 2014. Bird-window collisions in the summer breeding season. PeerJ 2:e460 <http://dx.doi.org/10.7717/peerj.460>.
- Hager, S. B., H. Trudell, K. J. McKay, S. M. Crandall y L. Mayer. 2008. Bird Density and Mortality at Windows. *The Wilson Journal of Ornithology* 120(3): 550-564.
- Hastad, O. y A. Ödeen, A. 2014. A Vision Physiological Estimation of Ultraviolet Window Marking Visibility to Birds. *PeerJ*, Issue PeerJ 2:e621; DOI 10.7717/peerj.621.
- Kahle, L. Q., M. E. Flannery, M. E. y J. P. Dumbacher 2016. Bird-Window Collisions at a West-Coast Urban Park Museum: Analyses of Bird Biology and Window Attributes from Golden Gate Park, San Francisco. *PloS ONE* 11(1), p. e0144600. doi:10.1371/journal.pone.0144600.
- Kenney, D. T. 2015. Aesthetic Danger: How the Human Need for Light and Spacious Views Kills Birds and What We Can (and Should) Do to Fix this Invisible Hazard. *Journal of Animal and Natural Resource Law* XI:137-159.
- Klem, D. Jr. 1989. Bird-Window Collisions. *Wilson Bulletin* 101(4): 606-620.
- Klem, D. Jr. 1990a. Bird Injures, Cause of Death, and Recuperation from Collisions with Windows. *Journal of Field Ornithology* 61(1):115-119.
- Klem, D. Jr. 1990b. Collisions Between Birds and Windows: Mortality and Prevention. *Journal of Field Ornithology* 61(1):120-128.
- Klem, D. Jr. 2009. Preventing Bird-window Collisions. *The Wilson Journal of Ornithology* 121(2):314-321.
- Klem, D. Jr. 2014. Landscape, Legal, and Biodiversity Threats that Windows Pose to Birds: A review of an Important Conservation Issue. *Land* 3(1):351-361. doi:10.3390/land3010351.
- Klem, D. Jr. 2015. Bird-Window Collisions: A Critical Animal Welfare and Conservation Issue. *Journal of Applied Animal Welfare Science* 18:S11-S17.
- Klem, D. Jr., C.J. Farmer, N. Delacretaz, Y. Gelb y P. Saenger. 2009. Architectural and Landscape Risk Factors Associated with Bird-glass Collisions in an Urban Environment. *The Wilson Journal of Ornithology* 121(1):126-134.
- Klem, D. Jr., D.C. Keck, K.L. Marty, A.J. Miller Ball, E.E. Niciu y C.T. Platt. 2004. Effects of Window Angling, Feeder Placement, and Scavengers on Avian Mortality at Plate Glass. *Wilson Bulletin* 116(1):69-73.
- Klem, D. Jr. y P. G. Saenger. 2013. Evaluating the Effectiveness of Select Visual Signals to Prevent Bird-window Collisions. *The Wilson*
-

- Journal of Ornithology* 125(2): 406-411.
- Kummer, J. A. y E. M. Bayne. 2015. Bird Feeders and their Effects on Bird-window Collisions at Residential Houses. *Avian Conservation and Ecology* 10(2):6. doi10.5751/ACE-00787-100206.
- Longcore, T. y P. A. Smith, P. 2013. On Avian Mortality Associated with Human Activities. *Avian Conservation and Ecology* 8(2):1. <http://dx.doi.org/10.5751/ACE-00606-080201>.
- Loss, S. R., S. S. Loss, T. Will y P. P. Marra. 2015a. Linking Place-based Citizen Science with Large-scale Conservation Research: A Case Study of Bird-building Collisions and the Role of Professional Scientists. *Biological Conservation* 184:439-445.
- Loss, S. R., R. Will, S. S. Loss y P. P. Marra. 2014. Bird-building Collisions in the United States: Estimates of Annual Mortality and Species Vulnerability. *The Condor* 116:8-23.
- Loss, S. R., T. Will, y P. Marra. 2013. The Impact of Free-ranging Domestic Cats on Wildlife of the United States. *Nature Communications* 4(1396):1-7.
- Loss, S. R., T. Will y P. P. Marra. 2015b. Direct Mortality of Birds from Anthropogenic Causes. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 46:99-120.
- Machtans, C. S. y W. E. Thogmartin. 2014. Understanding the Value of Imperfect Science from National Estimates of Bird Mortality from Window Collisions. *The Condor* 116:3-7.
- Menacho-Odio, R.M. (2015). Colisión de aves contra ventanas en Costa Rica: conociendo el problema a través de datos de museo, ciencia ciudadana y el aporte de biólogos. *Zeledonia* 19 (1):10-21.
- Menacho-Odio, R. M. 2018 (In press). Local Perceptions, Attitudes, Beliefs, and Practices Toward Bird-window Collisions in Monteverde, Costa Rica. *UNED Research Journal*.
- Ocampo-Peñuela, N., L. Peñuela-Recio y Á. Ocampo-Durán. 2015. Decals Prevent Bird-window Collisions at Residences: a Successful Case Study from Colombia. *Ornitología Colombiana* 15:84-91.
- Ocampo-Peñuela, N. et al. 2016. Patterns of Bird-window Collisions Inform Mitigation on a University Campus. *PeerJ Issue* e11652; DOI 10.7717/peerJ.1652.
- Oviedo, S. y R. M. Menacho-Odio. 2015. Actitud en la preferencia de métodos para evitar el choque de aves contra puertas y ventanas de vidrio en Costa Rica. *Zeledonia* 19(1):22-31.
- Pariafsai, F. 2016. A Review of Design Considerations in Glass Buildings. *Frontiers of Architectural Research* 5:171-193.
- Roerig, J. 2013. Shadow Boxing by Birds - A Literature Study and New Data from Southern Africa. *Ornithological Observations* 4:39-68.
- Rössler, M., E. Nemeth y A. Bruckner. 2015. Glass Pane Markings to Prevent Bird-window Collisions: Less Can be More. *Biologia* 70(4):535-541.



- Sabo, A. M., N. D. Hagemeyer, A. S. Lahey y E. L. Walters. 2016. Local Avian Density Influences Risk of Mortality from Window Strikes. *PeerJ*, Issue 4:e2170; DOI 10.7717/peerJ.2170.
- Sheppard, C. 2011. *Bird-Friendly Building Design*. The Plains, VA: American Bird Conservancy.
- Snep, R. P., J. L. Kooijmans, R.G. Kwak, R.P. Foppen, H. Parsons, M. Awasthy, H. Sierdsema, J. Marzluff, E. Fernandez-Juricic, J. de Laet y Y. van Heezik. 2016. Urban Bird Conservation: Presenting Stakeholder-specific Arguments for the Development of Bird-friendly Cities. *Urban Ecosystems* 19:535-1550. DOI 10.1007/s11252-015-0442-z
- Snyder, L. L. 1946. "Tunnel fliers" and Window Fatalities. *Condor* 48:278.
- Soares Santos, L., V. Ferreira de Abreu y M. Ferreira de Vasconcelos. 2017. Bird Mortality Due to Collisions in Glass Panes on an Important Bird Area of Southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Ornitologia* 25(2):90-101.
- Swaddle, J. P. y N. M. Ingrassia. 2017. Using a Sound Field to Reduce the Risks of Bird-Strikes: An Experimental Approach. *Integrative and Comparative Biology* (Julio):1-9. doi:10.1093/icb/icx026.
- Tseng, F. S. 2004. *Considerations in Care for Avian Head Trauma*. North Grafton, MA: Cummings School of Veterinary Medicine at Tufts University.
- Veltri, C. J. y D. J. Klem. 2005. Comparison of Fatal Bird Injuries from Collisions with Towers and Windows. *Journal of Field Ornithology* 76(2):127-133.
- Winton, R. S., N. Ocampo-Peñuela y N. Cagle. 2018. Geo-referencing Bird-window Collisions for Targeted Mitigation. *PeerJ*, Issue DOI 10.7717/peerj.4215.
- Wittig, T., N. Cagle, N. Ocampo-Peñuela, R. Winton, E. Zambello y Z. Lichtneger. 2017. Species Traits and Local Abundance Affect Bird-window Collisions Frequency. *Avian Conservation and Ecology* 12(1):17. <https://doi.org/10.5751/ACE-01014-120117>.
-



NOTAS

Nuevos aportes a la ecología e historia natural del semillero azulado (*Amaurospiza concolor*, Cardinalidae) en Costa Rica

[*New Contributions to the Ecology and Natural History of the blue seedeater (Amaurospiza concolor, Cardinalidae) in Costa Rica*]

José Pablo-Castillo
Guía Naturalista y Educador Ambiental
jp.birdscostarica@gmail.com

Resumen

El semillero azulado (*Amaurospiza concolor*) es un ave de la familia Cardinalidae presente solamente en el continente americano. En Costa Rica su presencia está relacionada al crecimiento profuso de bambú en elevaciones medias y altas. Sin embargo, hasta la fecha existe muy poca información disponible sobre esta especie. De enero a diciembre del 2017 se realizó un monitoreo de *Amaurospiza concolor* en la Zona Protectora Río Tiribí. Se obtuvieron nuevos datos sobre su ecología e historia natural, que incluyen la necesidad que presenta esta especie de vastas áreas naturales con crecimiento de bambú nativo para realizar sus movimientos y que la época reproductiva de esta especie va de mayo a setiembre.

Palabras claves: bambú, Cardinalidae, *Chusquea*, Zona Protectora Río Tiribí

Abstract

The blue seedeater (*Amaurospiza concolor*) is a bird of the Cardinalidae family endemic to the American continent. In Costa Rica this species is directly related to the profuse growth of bamboo at middle elevation areas and highlands. However, there is very little available information about this species. From January to December 2017, I monitored *Amaurospiza concolor* in the Tiribí River Protected Zone. New data about its ecology and natural history were obtained, such as the necessity that this species presents for vast natural areas with native bamboo for its natural movements, and that its reproductive season is from May to September.

Key words: bamboo, Cardinalidae, *Chusquea*, Tiribí River Protected Zone



Introducción

Los bambúes (Poaceae: Bambusoideae) se encuentran en un grupo de zacates característicos y ampliamente distribuidos alrededor del mundo. En América existen más de 450 especies nativas de bambú, de las cuales más de un 40% están incluidas en el género *Chusquea* con especies encontradas desde México hasta Chile y Argentina (Ramírez y Velazco 2016, Cooper 2017). En Costa Rica han sido descritas 22 especies de *Chusquea*, las cuales constituyen una parte importante en la ecología de los bosques y zonas abiertas de zonas montañosas de este país (Fisher, Tyrrell y Clark 2011).

Debido a sus métodos de reproducción, el bambú fácilmente logra colonizar claros y áreas alteradas (Judziewicz *et al.* 1999), permitiendo la creación de microhábitats disponibles para el asentamiento de territorios de un importante número de aves neotropicales especializadas en bambú. El fringilo plumizo (*Haplospiza rustica*), la tortolita serranera (*Claravis mondetoura*), el perico listado (*Bolborhynchus lineola*) y el semillero azulado (*Amaurospiza concolor*) son ejemplos de aves con esta especialización en Costa Rica (Sánchez 2005, Sánchez, Cháves y Martínez 2006).

Sin embargo, en la mayoría de los bambúes neotropicales la floración es poco frecuente, con fases vegetativas que puede tomar de 30-40 años, seguida, dependiendo de la especie, por un período de floración esporádica (cuando algunos grupos de la población florecen) o gregaria

(cuando todos los individuos florecen al mismo tiempo y en diferentes localidades). Algunas especies de bambúes leñosos mueren después de florecer (Ramírez y Velazco 2016). Este hecho tan particular hace que aún existan muchas incógnitas de cómo tantas aves neotropicales se hayan especializadas de manera independiente en un recurso tan fluctuante, y se ha sugerido catalogarlas en tres grupos de acuerdo a las diferentes estrategias de forrajeo que las aves adoptan en respuesta a estos ciclos de floración (Sánchez 2005, Cockle y Areta 2013).

El semillero azulado (*Amaurospiza concolor* Cabanis, 1861) es un ave de la familia Cardinalidae presente solamente en América, con una distribución geográfica desde México hasta el noroeste de Perú. En Costa Rica habita desde los 1000-2200 msnm en todas las cordilleras del país y en las montañas más altas de la Península de Nicoya (Ramos-Ordóñez *et al.* 2013, Garrigues 2014, Garrigues *et al.* 2016). A lo largo de su distribución general se reconocen tres subespecies: *A. c. relict*a, *A. c. equatorialis* y *A. c. concolor*. Esta última corresponde a la subespecie presente en el sur de México, Honduras, Nicaragua, Costa Rica y Panamá (Rising y Jaramillo 2017).

En Costa Rica se conoce que la presencia de esta ave está claramente relacionada al crecimiento profuso de *Chusquea* en elevaciones medias y altas, y es por dichos hábitos que suele considerarse como una especie muy local, rara y difícil de avistar en toda su distribución (Slud 1964, Stiles y Skutch 2007, Garrigues 2014). Es

por esta dificultad de avistamientos regulares que la ecología y hábitos de *A. concolor* son poco conocidos para la ciencia.

La presente nota tiene como objetivo dar a conocer algunas nuevas observaciones de campo sobre *A. concolor* en Costa Rica que permita generar información que contribuya al entendimiento y conservación de esta especie.

Descripción del área de estudio

El estudio se llevó a cabo en la Zona Protectora Río Tiribí, ubicada entre los cantones de La Unión, Cartago, Montes de Oca y Goicoechea (09°56'N 83°57'W) con cerca de 676 hectáreas de terreno que cubren un rango altitudinal aproximado entre los 1600-1900 msnm. Presenta una topografía accidentada con pendientes que varían desde 30-60%. Se encuentra dentro de la zona de vida bosque muy húmedo montano bajo, con una vegetación que incluye bosques secundarios antiguos y en recuperación, parches de bosque maduro y plantaciones forestales. Además, presenta una importante cantidad de fuentes de agua como nacientes, ríos y quebradas (INVU 2013).

Metodología

La toma de datos se realizó entre los meses de enero a diciembre del 2017. Se trazó un transecto de 1 km en un área de bordes parcialmente dominados por *Chusquea* sp. Se realizaron dos muestreos mensuales durante todos los meses del año para un total de veinticuatro muestreos

que incluyeron anotaciones en libreta de campo, registros fotográficos, videos y grabaciones muy básicas de las vocalizaciones escuchadas. Los datos colectados fueron: tipo de hábitat dónde fue observada la especie, hora del día en que fueron detectados los individuos, dieta, descripción de plumaje, interacciones intra e interespecíficas y si se encontraban solitarios, en pareja o en grupos familiares.

Resultados y Discusión

Hábitos

Coincidiendo con lo publicado por Stiles y Skutch (2007), se observó que esta especie muestra preferencia por hondonadas, claros y bordes de bosques primarios y secundarios con un crecimiento profuso de bambú (Figura 1). Forrajean activamente durante el día, especialmente durante las primeras horas de la mañana, realizando saltos y vuelos cortos a una altura entre 1-5 m en la vegetación de *Chusquea*, en dónde suelen moverse tanto al interior de la vegetación como en ramas expuestas. Se observó que es una especie muy local a la que se le puede encontrar en el mismo punto o en zonas aledañas reiteradas veces a través del año. Se les ha encontrado solitarios, en parejas o en posibles grupos familiares de tres individuos.

Dieta

Según Sánchez (2005), se reconocen tres tipos de aves especialistas en bambú: 1) las que usan el bambú como sustrato de forrajeo en busca de invertebrados; 2) las que comen brotes y hojas



tiernas de la planta; 3) las que se alimentan de las semillas del bambú. En ese sentido, a pesar de que ha habido reportes de algunos movimientos en búsqueda de bambú con semilla (Rising y Jaramillo 2017), durante la realización del estudio no hubo floración de bambú y solamente se observó que se alimenta de brotes tiernos y artrópodos, calzando con lo descrito por Stiles y Skutch (2007), los cuales también agregan en sus descripciones la ingesta de semillas.

Sumado a esto, en el área de estudio se registró repetidas veces individuos adultos alimentándose de hojas ya maduras de *Chusquea* (Figura 2), donde parece preferir las hojas más verdes y saludables. Este nuevo reporte sugiere que esta especie se encuentra aún mejor adaptada para aprovechar efectivamente tanto de los largos estadios vegetativos, así como de los oportunos períodos de floración del bambú, de los cuales posiblemente no dependa de manera crítica para su alimentación. Esto ha llevado a pensar al autor sobre la posibilidad de que *Amaurospiza concolor* presente adaptaciones en su sistema

digestivo que le permite asimilar dichas hojas maduras, las cuales por su composición suelen ser más difíciles de digerir.

Vocalizaciones

Con respecto a las vocalizaciones registradas en este estudio, no se han encontrado diferencias en cuanto a las descripciones publicadas por Stiles y Skutch (2007). Se ha reconocido un reclamo realizado tanto por macho como hembra y un canto con ligeras variaciones que solo los machos realizan.

Reproducción

En el Cuadro 1 se resume la condición en la que se encontraban los individuos observados (solitarios, en pareja o en grupos familiares), así como el tipo de vocalizaciones escuchadas mes a mes (canto o reclamo). Se encontró que los meses de enero a abril son de baja actividad en dónde solo en enero y febrero se logró reportar individuos solitarios y no se escucharon cantos. Mayo y junio fueron los meses de mayor actividad en cuanto a cantos. Se observaron machos

	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Set	Oct	Nov	Dic
Solitarios												
Pareja												
Grupo familiar												
Canto												
Reclamo												

Cuadro 1. Condición en la que se encontraban los individuos reportados y tipo vocalizaciones escuchadas a través del año.

cantando de manera solitaria por varios minutos en perchas expuestas de bambú de uno a cuatro metros de altura. Además, a pesar de que se han podido oír hasta cuatro individuos cantando relativamente cerca los unos de los otros, una vez se observó un despliegue de territorialidad de un macho que se encontraba forrajeando cerca de una hembra y al determinar la presencia de otro macho de *A. concolor* comenzó a cantar con mayor intensidad, moviéndose en varias ramas expuestas a máximo 2 m de altura. El invasor rápidamente se fue del territorio.

Sumado a esto, durante estos meses se observó que ya había parejas definidas forrajeando y desplazándose juntos. No se identificó colecta de materiales para nido, pero se logró identificar un territorio bien establecido, el cual a partir de inicios de junio fue el punto

al que más seguimiento se le dio dentro del transecto. A finales de julio, se observó un grupo familiar compuesto por un macho (Figura 2), una hembra (Figura 3) y un volantón. El macho alimentaba directamente a su cría con algún artrópodo no identificado.

Durante los últimos días de agosto en este mismo grupo familiar, el juvenil presentaba un plumaje que calza con la descripción publicada por Stiles y Skutch (2007): Muy similar al de la hembra adulta (Figura 3), pero con visibles barras alares color canela opaco, con un plumaje más brillante y más rufo por debajo (Figura 4).

A mediados de setiembre se logró ver una hembra alimentando con bambú a lo que ya fácilmente se identificaba como un macho juvenil con plumaje de transición a adulto. Para la última semana de este mes se observaron dos



Figura 1. Hábitat preferido por *A. concolor*. ZP Río Tiribí.



Figura 2. Macho adulto alimentándose de *Chusquea* sp. ZP Río Tiribí. Fotografía por Eddy Chacón.



machos indistintos con plumaje adulto y una hembra forrajeando de manera independiente en el mismo territorio. Estas observaciones sugieren que los padres se hacen cargo de alimentar a su cría desde que eclosionan hasta que cambian a su plumaje de adulto.

En octubre la actividad bajó considerablemente. No se reportaron cantos y solamente se logró observar un macho y una hembra que aún mantenían su territorio, forrajeando independientemente. A partir de la segunda mitad de octubre hasta diciembre no se reportó la presencia de ningún individuo en el área de estudio. Esto puede sugerir que después de acabada su época reproductiva es posible que dejen el territorio que alguna vez establecieron y se muevan a otros sitios disponibles, apuntando hacia la necesidad que presenta esta especie de

vastas áreas naturales con crecimiento de bambú nativo para realizar estos movimientos.

Considerando la observación consecutiva de individuos solitarios, parejas y cantos, y finalmente grupos familiares, el autor sugiere que la época reproductiva de esta especie va de mayo a setiembre.

Interacción interespecífica

En ciertas ocasiones se observaron individuos de la especie estudiada forrajeando en conjunto con las siguientes especies de aves: *Chlorospingus flavopectus*, *Pselliophorus tibialis*, *Atlapetes albinucha*, *Troglodytes ochraceus*, *Henicorhyna leucophrys*, *Cranioleuca erythroptera*, *Basileuterus melanogenys*, *Elaenia frantzii* y *Pachyramphus versicolor*. Dichas especies también aprovechan los artrópodos que habitan el bambú para su



Figura 3. Hembra adulta. ZP Río Tiribí. Fotografía por Daniel Matamoros.

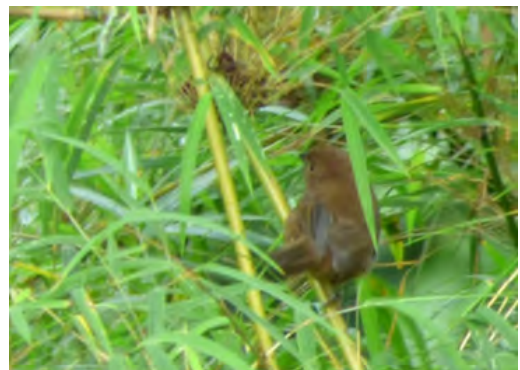


Figura 4. Individuo juvenil. ZP Río Tiribí.

alimentación. No se reportó ningún caso de depredación, mutualismo o parasitismo.

Estado de Conservación

Como especie a nivel global, la Lista Roja de la UICN la cataloga como de Preocupación Menor (Least Concern), sin embargo, aunque su población general no ha sido cuantificada es probable que estas estén disminuyendo debido a la pérdida y fragmentación de hábitat en todo su ámbito de distribución (BirdLife International 2017). Dichas problemáticas actualmente se posicionan entre las mayores amenazas a la vida silvestre en el mundo, por lo que la conservación de esta y otras aves especializadas en bambú, dependen de manera crítica de la preservación de sus hábitats en áreas silvestres protegidas interconectadas geográficamente.

Agradecimientos

Primeramente, a mi familia por el enorme apoyo en mis proyectos. A Eddy Chacón y Daniel Matamoros por permitirme usar sus fotografías. A Ernesto M. Carman por la revisión del manuscrito y sus valiosas observaciones.

Referencias

Areta, J. y K. Cockle. 2012. A Theoretical Framework for Understanding the Ecology and Conservation of Bamboo-specialist Birds. *Journal of Ornithology* 153(1): 163-170.

BirdLife International. 2017. *Amauropsiza moesta*. <http://www.iucnredlist.org/details/105965570/0>

Cockle, K. y J. Areta. 2013. Specialization on Bamboo by Neotropical Birds. *The Condor* 115(2): 217-220.

Fisher, A., C. Tyrrell y L. Clark. 2011. *Chusquea mayrae* (Poaceae: Bambusoideae) A New Species of Bamboo from Costa Rica. *Bamboo Science and Culture* 24(1):14-18.

Garrigues, R. 2014. *The Birds of Costa Rica. A Field Guide*, segunda edición. Ilus. R. Dean. Ithaca, Nueva York: Zona Tropical.

Garrigues, R., M. Araya-Salas, P. Camacho-Varela, J. M. Montoya, G. Obando-Calderón y O. Ramírez-Alán. 2016. Lista Oficial de las Aves de Costa Rica – Actualización 2016. *Zeledonia* 20(2):3-12.

Haeming P.D. 2012. Birds and Mammals Associated with Bamboo in the Atlantic Forest. Recuperado de <http://www.ecology.info/birds-bamboo-atlantic-forest.htm>.

Instituto Nacional de Vivienda y Urbanismo. 2013. Plan GAM 2013. https://www.mivah.go.cr/Documentos/PlanGAM2013/01-DIMENSIONES/Zonas_Control_Especial.pdf.

Judziwicz, E, L. G. Clark, X. Londoño y M. J. Stern. 1999. *American Bamboos*. Washington: Smithsonian Institution Press.

Ramírez-Narváes, P. y P. Velasco-Linares. 2016. Características de la floración en poblaciones de *Chusquea scandens* Kunth-Bogotá, D.C. (Colombia). *Caldasia* 38(1):137-147.



- Ramos-Ordoñez, M.F. C.I. Rodríguez-Flores, C.A. Soberanes-González, M. del Coro, A. Jaramillo y T.S. Schulenberg. 2013. Blue Seedeater (*Amaurospiza concolor*). <https://doi.org/10.2173/nb.blusee1.01>.
- Rising, J. y A. Jaramillo (2017). Blue Seedeater (*Amaurospiza concolor*). <http://www.hbw.com/species/blue-seedeater-amaurospiza-concolor>.
- Sánchez, C. 2005. First Description of the Nest and Eggs of the Slaty Finch (*Haplospiza rustica*) and Observations on Song and Breeding Behavior. *Ornitología Neotropical* 16: 493–501.
- Sánchez, J. E., L. Chávez, y Martínez D. 2006. Observaciones de la tortolita serranera (*Claravis mondetoura*, Aves: Columbidae) en un hábitat sin bambúes, con notas sobre su vocalización. *Brenesia* 65:79-80.
- Slud, P. 1964. *The Birds of Costa Rica: Distribution and Ecology*. *Bulletin of the American Museum of Natural History* 128:1-430
- Stiles, F. G. y A. F. Skutch. 2007. *Guía de Aves de Costa Rica*, cuarta edición. Ilus. D. Gardner Santo Domingo de Heredia: INBio



Descripción sobre un sitio de anidación de la lechucita serranera (*Megascops clarkii*), en las tierras altas de la Cordillera Volcánica Central, Costa Rica

[Description of a nesting site of the bare-shanked screech-owl (*Megascops clarkii*), in the highlands of the Cordillera Volcanica Central, Costa Rica]

Juan De Dios Astorga-Acuña.
Universidad Técnica Nacional, Atenas, Costa Rica.
E-mail: juan.astorga88@gmail.com

Resumen

Se describe un nido de *Megascops clarkii*, localizado en el interior de una grieta situada a lo largo del fuste en un árbol vivo. En el interior fue observado un polluelo, el cual se encontraba posado sobre una plataforma de materia orgánica, sostenida por una rama no desarrollada. La zona se caracteriza por presentar un bosque montañoso denso, con algunos fragmentos boscosos aledaños en proceso de recuperación. Se describe el tercer registro de nidificación de la lechucita serranera (*M. clarkii*), y la utilización de un sitio hasta ahora no descrito para su anidación.

Palabras claves: grieta, nido, *Viburnum costaricanum*

Abstract

A nest of *Megascops clarkii* is described, placed inside a crack, which was located along the shaft in a live tree. In the interior was observed a fledgling, which was perched on a platform of organic material, supported by an undeveloped branch. Dense mountainous forest characterizes the area, with some forest fragments nearby in the process of recovery. The third known record of a nest of the bare-shanked screech-owl (*M. clarkii*) and the use of a new nesting site, are described.

Keywords: crack, nest, *Viburnum costaricanum*

La lechucita serranera (*Megascops clarkii*) es considerada una especie endémica regional (Jiménez *et al.* 2015); su distribución está restringida para Costa Rica, Panamá y el noroeste de Colombia



(Stiles y Skutch 2007, König y Weick 2008, Chaparro *et al.* 2015). Prefiere habitar bosques montañosos densos primarios o intervenidos, incluso puede utilizar bordes de bosque (Stiles y Skutch 2007, König y Weick 2008, Arango 2015, Jiménez *et al.* 2015) ubicados dentro de su área de distribución en elevaciones intermedias y altas entre los 900 y 2500 msnm (Camacho 2014, Chaparro *et al.* 2015). En Costa Rica se conoce su presencia en tierras de intermedias a bajas del bosque premontano en el valle central (El Rodeo), ubicado entre los 500 y 950 msnm (Alvarado y Bolaños 2012). Es estrictamente nocturna, aunque puede mantener actividad al atardecer en busca de alimento (König y Weick 2008, Arango 2015). Su dieta se basa en insectos del orden ortóptera y coleóptera, en pequeños vertebrados, como musarañas y roedores (Enríquez y Rangel 1997, Stiles y Skutch 2007). Tienden a ser sociables con miembros de su misma especie, pudiendo movilizarse en grupos de varios individuos durante su época reproductiva (Stiles y Skutch 2007, König y Weick 2008, Arango 2015).

Al igual que otras especies de estrígidos Neotropicales, la lechucita serranera carece de información básica sobre aspectos ecológicos, generando importantes vacíos de información (Enríquez y Rangel 1997, Chaparro *et al.* 2015). El conocimiento sobre la biología reproductiva de esta especie es escaso, no han sido descritos nidos para Panamá ni Colombia (Chaparro *et al.* 2015, Jiménez *et al.* 2015). En Costa Rica se conoce a partir de dos registros. El primer nido

registrado se reportó en abril de 1994, cerca del Parque Nacional Tapantí (Hotel Tapantí, 2460 msnm). Los búhos utilizaron una cavidad natural ubicada en un árbol de roble (*Quercus copeyensis*), a 3.3 m de altura. En el interior de la cavidad se encontró una superficie de musgo utilizada por el pichón (Enríquez y Rangel 1997). Un segundo nido se describió en marzo de 2010, cerca de San Isidro de El General (Bosque del Tolomuco, 1800 msnm). El nido fue localizado a nivel del suelo, en la base de un árbol en descomposición (Ureña 2010).

El nuevo registro aquí descrito, se realizó el 13 de mayo de 2017 (13:00 h), durante la celebración del *Global Big Day*, mientras realizaba el recorrido sobre la ruta Bosque del Niño – Laguna Chayote, en las faldas del Volcán Poás, Grecia, Costa Rica. Logré observar un individuo de la lechucita serranera abandonar en vuelo un árbol ubicado sobre uno de los senderos (10°10'01.6"N, 84°14'15.5"W, WGS84, 2360 msnm). El individuo perchó en un árbol cercano durante unos segundos y se marchó. Ante la curiosidad, me acerqué al árbol, logrando observar en el interior de una gran grieta un polluelo cubierto mayoritariamente por plumón y algunas plumas primarias y secundarias en desarrollo (Fotografía 1). El polluelo permanecía posado sobre una plataforma compuesta de materia orgánica.

Una semana después, el 21 de mayo de 2017 (11:15 h), realicé una segunda visita al lugar, logrando observar un individuo adulto protegiendo al polluelo en el interior de la

grieta (Fotografía 2). Las observaciones se realizaron dentro del bosque, a una distancia de 10 m aproximadamente del nido, para evitar la vulnerabilidad de la cría ante un eventual abandono temporal parental del nido a causa de mi presencia. Durante una tercera y última visita, el 4 de junio de 20 (12:20 h), se encontró la grieta desocupada; posiblemente el polluelo había logrado el abandono del nido. Inmediatamente se procedió con la caracterización del nido.

Descripción del nido

El nido se encontraba en el interior de una grieta en un árbol vivo de la especie *Viburnum costaricanum*, conocido como curá, ubicado en medio de un sendero. El árbol presentaba una altura aproximada de 12 m y el dap (diámetro a la altura del pecho) de 26 cm. La grieta se extendía de manera vertical a lo largo del fuste,

desde la base hasta el inicio de la ramificación (8 m aproximadamente), con orientación hacia el oeste (Fotografía 3). El nido se localizó a 2.9 m de altura; el ancho de la grieta a la altura del nido fue de 8 cm, con una profundidad de 16 cm. El pichón permanecía posado sobre una plataforma de sustrato orgánico de 6 cm de grosor y 8 cm de ancho, compuesta principalmente de musgo y una pequeña cantidad de hojas secas. La misma permanecía colocada sobre la base de una rama no desarrollada ubicada en el interior de la grieta.

La zona donde se registró el nido se caracteriza por presentar un bosque montañoso bastante denso, compuesto por algunos árboles, como robles (*Quercus bumelioides*), cipresillo (*Podocarpus macrostachyus*) y curá (*Viburnum costaricanum*), mayoritariamente cubiertos por



Fotografía 1. Juvenil *Megascops clarkii* posado sobre una plataforma de materia orgánica en el interior de la grieta.



Fotografía 2. Adulto protegiendo al polluelo dentro de la grieta.



plantas epifitas y musgo. Algunas áreas aledañas en el pasado fueron intervenidas, predominaron potreros dedicados a la ganadería y actualmente esas áreas se encuentran en recuperación dentro del Área Silvestre Protegida.

Existen algunos aspectos relevantes entre los nidos anteriormente descritos (Enríquez y Rangel 1997, Ureña 2010) y la actual descripción: los nidos fueron registrados entre los meses marzo – mayo; se ubicaron por

debajo de los 3.3 m de altura; los progenitores utilizaron sustratos orgánicos (musgo y materia orgánica de un tronco en descomposición) para la puesta de huevos y crianza de los polluelos; en el interior de los nidos se observaron de 1-2 polluelos; y la ubicación de los nidos según la descripción de los autores, presentaban influencia antropogénica (cercanía de hoteles y senderos). Según la bibliografía consultada, sería el tercer registro conocido sobre la anidación de la lechucita serranera (*M. clarkii*), registrando la utilización de un sitio hasta ahora no descrito para la anidación, acontecimiento que aporta nuevos datos y amplía la escasa información sobre la biología reproductiva de esta especie.



Fotografía 3. Nido registrado dentro de una grieta vertical, en el interior del fuste de un árbol.

Referencias

- Alvarado-Quesada, G. y S. Bolaños-Redondo. 2012. Avifauna de El Rodeo, Mora, San José, Costa Rica. *Brenesia* 77: 203-228.
- Arango, C. 2015. Currucutú Manchado (*Megascops clarkii*). Wiki Aves de Colombia. En C. Arango, ed. Universidad Icesi. Cali, Colombia. http://www.icesi.edu.co/wiki_aves_colombia/tiki-index.php?page_ref_id=162.
- Camacho-Varela, P. 2014. ¿Cómo identificar correctamente los búhos Megascops presentes en Costa Rica? *Zeledonia* 18 (2): 3-15.
- Chaparro, S., S. Córdoba, J.P. López, J.S. Restrepo y O. Cortes. 2015. Los búhos de Colombia. En: P. Enríquez-Rocha, ed. *Los búhos neotropicales, diversidad y conservación*. Ilus. Pellizzari. R y

- L. Delvin. México: Colegio Frontera del Sur.
- Enríquez-Rocha, P y L. Rangel-Salazar. 1997. First Nest Record of the Bare-shanked Screech-Owl (*Otus clarkii*). *J Raptor Res* 31 (3): 276-279.
- Jiménez, B., K. Aparicio, F. Delgado y I. Tejada. 2015. Los búhos de Panamá. En P. Enríquez-Rocha, ed. *Los búhos neotropicales, diversidad y conservación*. Ilus. Pellizzari. R y L. Delvin. México: Colegio Frontera del Sur.
- König, C. y F. Weick. 2008. *Owls of the World*, segunda edición. Londres: A&C Black Publishers.
- Stiles, F. G. y A. F. Skutch. 2007. *Guía de aves de Costa Rica*, tercera edición. Trad. L. Roselli e Ilus. D. Gardner. Santo Domingo de Heredia: INBio.
- Ureña, N. 2010. Bare-shanked Screech-Owl (*Megascops clarkii*), report of nest. Costa Rica. Tropical Feathers. <http://www.costaricabirdingtours.com/bare-shankedscreech-owl.html>



COMUNICACIÓN

Diferencias en el comportamiento de forrajeo en juveniles y adultos de espátula rosada (*Platalea ajaja*) en el Parque Nacional Palo Verde

[*Foraging behavior differences in juveniles and adults of roseate spoonbill (Platalea ajaja) in Palo Verde national Park*]

Carolina Esquivel
caroesquivedobles@gmail.com

Escuela de Ciencias Biológicas, Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica

La espátula rosada, *Platalea ajaja*, (Aves: Threskiornithidae) tiene una técnica de forrajeo que consiste en introducir el pico en el agua y mover la cabeza de lado a lado, en un movimiento llamado “barrido”. Mientras realiza el barrido remueve con las patas el suelo para espantar crustáceos, peces pequeños y larvas de insectos (Stiles y Skutch 1989). El objetivo de este estudio fue determinar si hay diferencias en la técnica de forrajeo entre espátulas rosadas jóvenes y adultas.

Este trabajo fue realizado en la laguna del Parque Nacional Palo Verde, Costa Rica, del 11 al 13 de febrero del 2009. Las observaciones se realizaron desde la torre de observación y otros dos puntos frente a la laguna separados por aproximadamente 150 m. Durante tres días se hicieron observaciones de individuos focales de 9:00 a.m. a 12:00 m.d. y de 1:00 a 5:00 p.m. En las observaciones se tomó en cuenta si los individuos eran adultos o juveniles, considerando el color de su plumaje.

Para evaluar si había diferencias en el comportamiento de forrajeo entre adultos y juveniles se contó el número de barridos realizados por el individuo durante el periodo de observación, considerando un barrido como cada movimiento de la cabeza hacia un lado. Se midió el tiempo que el individuo pasaba realizando barridos para calcular la velocidad de barrido (número de barridos por segundo). Con una prueba de t se comparó la velocidad de forrajeo, el número de barridos, el tiempo invertido en forrajear, y el número de eventos de alimentación entre los adultos y juveniles focales.

Resultados

Se encontró que adultos y juveniles forrajean la misma cantidad de tiempo ($p > 0.05$); sin embargo, los adultos realizan más barridos que los juveniles ($t=2.82$, $g.l= 33$, $p= 0.0007$; Figura 1) y son más rápidos forrajeando ($t= 2.03$, $g.l= 33$, $p= 0.049$; Figura 2). Se observó una tendencia a que los adultos se alimenten más que los juveniles (11 vs 4 veces) ($X^2= 3.23$, $g.l= 1$, $p= 0.07$).

Los resultados obtenidos en este estudio corto sugieren que los juveniles de espátula rosada mejoran su técnica de forrajeo a través de la repetición y/u observación de otros individuos adultos. A pesar de las diferencias en velocidad y número de barridos, no se encontraron diferencias en el tiempo que adultos y juveniles dedican a forrajear o en la cantidad de veces que se alimentan ($p > 0.05$). Sin embargo, podrían existir diferencias en la calidad y el tamaño de las

presas o en otras características como la amplitud de los barridos, que no fueron evaluados en este estudio.

Agradecimientos

Quiero agradecer a A. Farji-Brener y F. Chinchilla por sus aportes durante el proceso, así como a A. Amézquita quien colaboró con ideas para el diseño.

Referencias

Stiles, F. G. y A. F. Skutch. 1995. *Guía de aves de Costa Rica*. Trad. L. Roselli e Ilus. D. Gardner. Santo Domingo de Heredia: INBio.

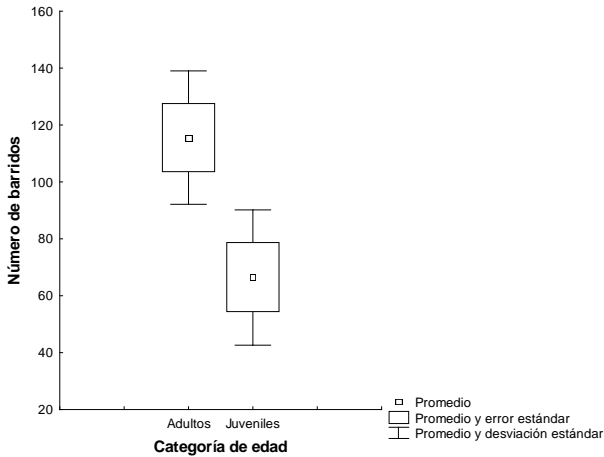


Figura 1. Número promedio de barridos en un lapso de tres minutos de observación focal para espátulas rosadas adultas y juveniles.

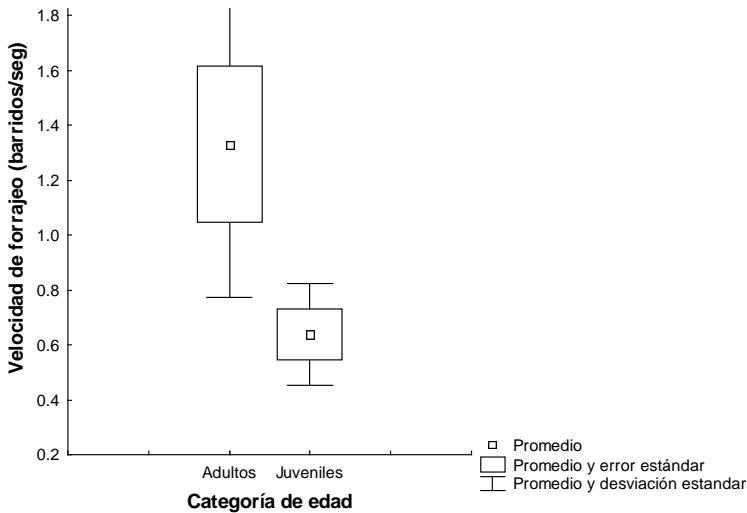


Figura 2. Velocidad promedio de forrajeo (barridos por segundo) para espátulas rosadas jóvenes y adultas.



Primer registro de *Spatula discors* (Anseriformes: Anatidae) en laguna principal del Parque Nacional Braulio Carrillo, Sector Volcán Barva

[*First record of *Spatula discors* (Anseriformes: Anatidae) in the main lagoon of Braulio Carrillo, Sector Volcán Barva*]

Pablo Marín-Pacheco, Emanuel Rodríguez-Rojas, Alexander Espinoza-Chacón y José Pablo Carvajal-Sánchez

Universidad Técnica Nacional Apdo. Postal: 7-4013 Costa Rica. pomarin@est.utn.ac.cr

Universidad Nacional, Instituto de Conservación y Manejo de vida silvestre Apdo. Postal 1350-300, Costa Rica

La cerceta aliazul (*Spatula discors*), anteriormente conocido como *Anas discors* (Chesser *et al.* 2017), es un ave acuática migratoria procedente de Norteamérica. Su distribución abarca el norte de Canadá, Alaska y el sur de los Estados Unidos. Parte de su ruta migratoria es dirigida hacia las costas del oeste de América Central, el norte de Suramérica y las Islas del Caribe (Naranjo *et al.* 2012, Howell y Webb 1995).

El *Spatula discors* se caracteriza por preferir hábitats acuáticos de agua dulce, sin embargo, suelen ser observados en distintos cuerpos de agua con corrientes leves o nulas, como; pantanos, pozos, pastizales, estuarios, salinas, lagunas y lagos (Stiles y Skutch 2007). La longitud de esta especie varía entre 360 y 400 mm, su peso promedio es de 400 a 450 g, variando de acuerdo con la edad, sexo y época del año. Los machos se diferencian de las hembras por tener la cabeza

gris azulada oscura con una media luna blanca en la cara. La parte superior del cuello es de color azul gris, el cuerpo es café con puntos negros y el extremo posterior bajo de la cola es de color negro. Las hembras tienen la cabeza de color gris, con la coronilla y la lista ocular negruzcas. El pecho es de color café gruesamente escamado con blanco y el abdomen es blancuzco, moteados con café más oscuro (Stiles y Skutch 2007).

En Costa Rica la cerceta aliazul puede ser encontrado con frecuencia en el Parque Nacional Palo Verde, Caño Negro y en el Valle Central, donde se considera registros inusuales en sitios que sobrepasen los 1500 msnm (Garrigues 2014). En muchas partes del valle central el *Spatula discors* era visto con frecuencia durante los años 1970s y 1980s en los humedales, sin embargo con el paso del tiempo sus avistamientos disminuyeron debido al cambio de uso del suelo,



el cual paso rápidamente a zonas agropecuarias (Stiles 1990).

Esta comunicación reporta el primer registro del *Spatula discors* (Anseriformes: Anatidae) en la laguna principal del Parque Nacional Braulio Carrillo; Sector Volcán Barva. Se observó un individuo el 4 de junio del 2017, sobre las 2:40 pm, a los 2810 msnm, entre las coordenadas geográficas 10.134399 N, -84.105960 W. (Fotos 1 y 2). Según reportes de los guardaparques (Rolando Vargas González y Cristian Pérez Pérez), el ave fue observada ocasionalmente desde mayo hasta finales de junio. Además, este es el primer registro de un animal vertebrado en este ambiente. En la laguna principal del Volcán Barva se han descrito solamente pequeños insectos acuáticos (RepreTel Informe Once 2015).

Referencias

- Chesser, R., Burns, K., Cicero, C., Dunn, J., Kratter, A., Lovette, I., Rasmussen, P., Remsen, J., Rising, J., Stotz, D. y K. Winker. 2017. Fifty-eighth supplement to the American Ornithological Society's Check-list of North American Birds. *The Auk* 134(3): 751-773.
- Garrigues, R. 2014. *The Birds of Costa Rica*. Ilus. R. Dean. Ithaca, Nueva York: Zona Tropical.
- Howell, S y S. Webb. 1995. *A Guide to the Birds of Mexico and Northern Central America*. Nueva York: Oxford University Press.
- Naranjo, L. G., J. D. Amaya, D. Eusse-González

y Y. Cifuentes-Sarmiento. 2012. *Guía de las Especies Migratorias de la Biodiversidad en Colombia. Aves*. Vol. 1. Bogotá: Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible / WWF Colombia..

RepreTel Informe Once. 2015. ¿Habrà vida en la laguna del volcán Barva? Disponible en: <https://www.youtube.com/watch?v=KOEjAdEVZ9g>.

Stiles, F. G y A. F. Skutch. 2007. *Guía de aves de Costa Rica*. Santo Domingo de Heredia: Instituto Nacional de Biodiversidad INBio.

Stiles, F. G. 1990. La avifauna de la Universidad de Costa Rica y sus alrededores a través de veinte años (1968-1989) . *Revista de Biología Tropical* 38(2): 361-381

Primer registro de *Spatula discors* en laguna principal Parque Braulio Carrillo



*Foto 1. Presencia del *Spatula discors* en la laguna principal del Parque Nacional Braulio Carrillo, Sector Volcán Barva.*



Foto 2. El pato fue avistado ocasionalmente durante mayo y junio de 2017



Investigaciones recientes relacionadas con a la avifauna

2016

Sharpe, C. J. 2016. Book review: *Photo guide to the birds of Costa Rica*. *Neotrop. Birding* 19: 86–87.

Vargas, J. D. 2016. From Agami to Monklet: birding the north Caribbean of Costa Rica. *Neotrop. Birding* 19: 65–76.

Vides Rosales, C. 2016. Diversidad alfa y beta de la avifauna diurna en la zona de amortiguamiento del Área Natural Protegida Colima, Cuscatlán. www.academia.edu. Disponible en: https://www.academia.edu/30168082/Articulo_cientifico_-_Diversidad_alfa_y_beta_de_la_Avifauna_Diurna_en_la_Zona_de_Amortiguamiento_del_Area_Natural_Protegida_Colima_Cuscatlan.

2017

Astorga Acuña, J. 2017. Primer registro de nidificación sobre el suelo del búho café (*Ciccaba virgata*), en Grecia, Costa Rica. *Huitzil* 18(2):242-245.

Auer, T, C. U. Soykan, C. B. Wilsey y N. Michel. 2017. Climate-based prioritization of data collection for monitoring wintering birds in Latin America. *Bird Conservation International* 27 (4): 512-524.

Barçante, L., M. Vale, M. y S. Alves, M. A. 2017. Altitudinal migration by birds: a review of the literature and a comprehensive list of species. *Journal of Field Ornithology* 88 (4): 321-424. [Costa Rica].

Blandón, A.C., C. S. Robbins, B. Dowell, M. Ramírez, A. López y O. Javier. 2016. Negative trends in bird abundance are strongly correlated to rainfall decline in a Central American tropical forest. *El Hornero* 31 (1): 27–40.

De la O, J. M. y D. Araya-H. 2017. Important factors to consider in a protocol for evaluating Harpy Eagle *Harpia harpyja* (Accipitridae) habitat in Costa Rica. *Spizaetus: NRN Newsletter* 23: 11-19.

Domen, K. 2017. Book review: *Peterson Field Guide to the Birds of Northern Central America*. *Neotrop. Birding* 20: 67–68.

Gonzalez, J., R. Pineda y L. Pineda. 2017. Photographic documentation of Fulvous Owl (*Strix fulvescens*) [Sclater and Salvin, 1868], in Montecristo National Park, El Salvador. *Spizaetus: NRN Newsletter* 24: 16-21.

Labra-Hernández De, M. Á. y K. Renton. 2017. Factors influencing density of the Northern Mealy Amazon in three forest

- types of a modified rainforest landscape in Mesoamerica. *Avian Conservation and Ecology* 12(1): 5. Disponible en: <https://www.ace-eco.org/vol12/iss1/art5/>.
- Livezey, K. 2017. Developing a key to bird songs along Panama's Pipeline Road using xeno-canto recordings. *Neotrop. Birding* 20: 8–13.
- Loaiza-G., C. 2017. Dinámica temporal y espacial de una comunidad de aves en un gradiente altitudinal de la Cordillera Volcánica Central de Costa Rica, vertiente Caribe. *Caldasia* 39 (2): 310-325. Disponible en: <https://revistas.unal.edu.co/index.php/cal/article/view/60647>.
- Martínez, A. E, H. S. Pollock, J. P. Kelley, C. E. Tarwater. 2018. Social information cascades influence the formation of mixed-species foraging aggregations of ant-following birds in the Neotropics. *Animal Behaviour* 135: 25-35.
- Mendoza-Cruz, E., Sánchez-Gutiérrez, F. y Valdez-Hernández, J. 2017. Actividad de la Guacamaya Escarlata *Ara macao cyanoptera* (Psittaciformes: Psittacidae) y características estructurales de su hábitat en Marqués de Comillas, Chiapas. *Acta Zoológica Mexicana* (n.s), 33(2): 169-180. Disponible en: <http://azm.ojs.inecol.mx/index.php/azm>.
- Moreira, J. I., P. Riba-Hernández y J. A. Lobo. 2017. Toucans (*Ramphastos ambiguus*) facilitate resilience against seed dispersal limitation to a large-seeded tree (*Virola surinamensis*) in a human-modified landscape. *Biotropica* 49 (4).
- Muñiz-López, R. 2017. Harpy Eagle (*Harpia harpyja*) mortality in Ecuador. *Stud. Neotr. Fauna Envir.* 52 (1): 81-85.
- Pineda, L., C. Aguirre Alas y J. G. Argueta. 2017. Extension of the geographical distribution of Bat Falcon (*Falco rufigulais*) in El Salvador. *Spizaetus*: NRN Newsletter 24: 29-34.
- Pollock, H. S., A. E. Martínez, J. P. Kelley, J. M. Touchton y C. E. Tarwater. 2017. Heterospecific eavesdropping in ant-following birds of the Neotropics is a learned behavior. *Proc. R. Soc. B* 284:20171785; doi:10.1098/rspb.2017.1785. Disponible en: <http://rspb.royalsocietypublishing.org/content/284/1865/20171785?etoc>.
- Ríos, L. D. y A. Cascante-Marín. 2017. High selfing capability and low pollinator visitation in the hummingbird-pollinated epiphyte *Pitcairnia heterophylla* (Bromeliaceae) at a Costa Rican mountain forest. *Revista de Biología Tropical* 65 (2): 735-743.
- Ruelas Inzunza E. 2017. Book Review: *Raptors of Mexico and Central America*. *Journal of Raptor Research* 51 (4):492-494.
- Sandoval L. 2017. Nest and eggs of the southern Central American endemic Tawny-chested Flycatcher *Aphanotriccus capitalis*. *Bulletin of the British Ornithologists' Club* 137 (4).
- Schulz U. y K. Eisermann. 2017. Morphometric differentiation between subspecies of Resplendent Quetzal (*Pharomachrus mocinno*



- mocinno* and *P. m. costaricensis*) based on uppertail-coverts. *Bulletin of the British Ornithologists' Club* 137 (4).
- Stiles, F. G., J. V. Remsen, Jr. y J. A. McGuire. 2017. The generic classification of the Trochilini (Aves: Trochilidae): Reconciling taxonomy with phylogeny. *Zootaxa* 4353 (3): 401-424.
- 2018**
- Adam S. Hadley, A. S., S. J. K. Frey, W. D. Robinson, M. G. Betts. 2018. Forest fragmentation and loss reduce richness, availability, and specialization in tropical hummingbird communities. *Biotropica* 50 (1).
- Bayly, N, K. V. Rosenberg, W. E. Easton y C Gómez. 2018. Major stopover regions and migratory bottlenecks for Nearctic-Neotropical landbirds within the Neotropics: a review. *Bird Conservation International* 28 (1).
- Hamilton, D., R. Singleton y J. D. Joslin. 2018. Resource tracking and its conservation implications for an obligate frugivore (*Procnias tricarunculatus*, the three-wattled bellbird). *Biotropica* 50 (1).
- Sandoval L., D. Martínez, D. Ocampo, M. Vásquez Pizarro, D. Araya-H., E. Carman, M. Sáenz, A. García-Rodríguez. 2018. Range expansion and noteworthy records of Costa Rican birds (Aves). *Check List* 14(1): 141-151. <https://checklist.pensoft.net/article/23679/>.
- Trejos-Araya, C. y G. Barrantes. 2018. Description of the acoustical interaction and synchronization between duetters of the Large-footed Finch (*Pezopetes capitalis*). *Bioacoustics* 27: 183-196.



La AOCR es una organización abierta a todo público. El perfil del asociado/a es muy simple: ser amante de la naturaleza y tener deseos de aprender sobre las aves.

Cuota anual (enero - diciembre)

Socio regular: 10.000 colones

Socio estudiante: 5.000 colones

Puede cancelar personalmente en una charla de la AOCR o puede depositar la cuota en la cuenta de la Asociación en el Banco Nacional de Costa Rica, según la información en el cuadro. Después, envíe el comprobante por fax al número 2278-1564. Debe incluir el número del depósito, además de los datos personales: nombre, apellidos, dirección electrónica y postal, teléfono y número de cédula.

Crédito fotográfico de la portada: *Aramacoo*, foto por Marcio A. Martínez-Menjívar; *Megascops clarkii*, foto por Juan De Dios Astorga-Acuña; *Amaurospiza concolor*, foto por José Pablo-Castillo; *Sotula discors*, foto por Pablo Marín-Pacheco.

Diagramación cortesía de:
Rainforest Publications S.A



www.rainforestpublications.com

Tipo de cuenta	Colones	Oficina	Cuenta	Dígito
100	01	061	000492	5
Cliente 15106110010004923 Cédula: 3-002-145040				

La Asociación Ornitológica de Costa Rica fue fundada en 1993 para investigar, divulgar y promover diversas actividades que difundan el conocimiento de la avifauna costarricense y contribuyen a la conservación de las poblaciones silvestres y sus respectivos habitats.

La AOCR ofrece una charla a las 6:30 p.m. de cada segundo miércoles y una gira el domingo siguiente. Consulte a <http://avesdecostarica.org> para más información.

Asociación Ornitológica de Costa Rica
Apartado 572-1250, San José, Costa Rica
<http://avesdecostarica.org>

Junta Directiva

Dr. Alexander F. Skutch, Presidente honorario,
In memoriam

Dr. F. Gary Stiles, Miembro vitalicio honorario
Rose Marie Menacho-Odio, Presidente

Ruth Rodríguez, Vicepresidenta

Alejandra Robledo B., Secretaria

Giovanni Delgado H., Tesorero

Mey Cantillano, Primer vocal

Ariel Fonseca, Segundo vocal

Pablo Elizondo, Tercer vocal

Adilio Zeledón M., Fiscal

