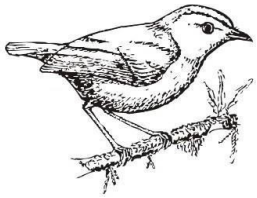
ZELEDONIA

Volumen 29, Número 2
Diciembre 2025

ISSN impresa: 1659 / 0732
ISSN Versión digital: 2215 - 2350



El nombre de *Boletín Zeledonia* honra a José C. Zeledón (1846-1923), el primer ornitólogo costarricense.

Comité editorial

Dr. Gerardo Avalos, Editor, Universidad de Costa Rica y The School for Field Studies, Roy H. May, Asociación Ornitológica de Costa Rica, Dra. Rose Marie Menacho Odio, Universidad Estatal a Distancia, Pablo Elizondo, Costa Rican Bird Observatory, Dr. Otto Monge, University of Vienna, Dra. Alejandra Martínez, Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, Dr. Christopher Vaughan, Adrián Fallas, Editor Gráfico, Lic. Ana Cristina Brenes, Asistente Editorial.

Revisión editorial y levantado de texto:

Lic. Ana Cristina Brenes y Gerardo Avalos

El contenido de los artículos es la responsabilidad de cada autor y no necesariamente representa la posición de la AOCR.

El *Boletín Zeledonia* es una publicación de la Asociación Ornitológica de Costa Rica. Su propósito es la divulgación de información e investigación científica sobre la avifauna costarricense y mesoamericana y su conservación. Se publican artículos de interés científico, información acerca de observaciones, la conservación de aves y otros relevantes sobre la avifauna regional. Todos los artículos se revisan en cuanto a su contenido científico y su redacción literaria.

Los artículos de *Zeledonia* están indexados por OWL (Ornithological Worldwide Literature birdlit.org), Dialnet, EBSCO y Google Scholar. *Zeledonia* se ha incorporado en la Biblioteca Digital del Caribe de la Universidad de Florida: www.dloc.com.

El *Boletín Zeledonia* se publica semestralmente: junio y noviembre. Se distribuye a la membresía de la AOCR y por solicitud a bibliotecas y organizaciones afines.

Las instrucciones para autores se encuentran en:

https://www.zeledonia.com/normas-editoriales.html

Envíe sus colaboraciones en forma de artículos, notas y/o comunicaciones a:

revistazeledonia@ gmail.com

Asociación Ornitológica de Costa Rica Apartado 572-1250, San José, Costa Rica

http://avesdecostarica.org

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 hábitats.

Consulte el enlace http://avesdecostarica.org para más información.

Junta Directiva

Presidente Giovanni Delgado Herrera
Vicepresidente Ariel Fonseca,

Secretaria Ana Beatriz Hernández,

Tesorera, Rose Marie Menacho

Vocal 1 Jossy Calvo Villalobos

Vocal 2 Ethel Solano Vega

Vocal 3 Ana Victoria Wo Ching

Fiscal Adilio Zeledón

Reflexiones sobre el Volumen 29.2

Por Gerardo Avalos, Editor.

El volumen 29(2) de Zeledonia, correspondiente a diciembre de 2025, cierra con ocho contribuciones. Entre ellas quisiera destacar los artículos de la sección de FORO. El primer artículo es escrito por Sergio Villegas, y resume la investigación que fue parcialmente apoyada por el fondo de becas Skutch titulada *Uso adecuado de los modelos de distribución de especies para identificar áreas prioritarias para la conservación de especies en peligro de extinción*, p. 43. El artículo trata el uso de los modelos de distribución para identificar áreas prioritarias para la conservación de especies en peligro de extinción, y destaca que su efectividad depende del contexto, los métodos y los objetivos del análisis. Ante las frecuentes deficiencias en su aplicación y reproducibilidad, Sergio Villegas propone analizar un modelo en cuatro etapas: antes del modelado, construcción del modelo, posprocesamiento y definición de áreas prioritarias, con el fin de mejorar la robustez, confiabilidad y utilidad de estos modelos para apoyar decisiones de conservación más efectivas. El segundo artículo de FORO (*El conocimiento ornitológico en el Refugio Nacional de Fauna Silvestre Golfito a 40 años de su creación*, p. 62) es escrito por Alejandra Rojas Barrantes. La autora discute el proceso de documentación de la avifauna de este refugio, creado en 1985 tras el fin del enclave bananero. Aunque Golfito mantiene una avifauna muy diversa, la falta de registros históricos ha limitado las comparaciones a largo plazo. La presencia de 288 especies resalta el valor del Refugio como un mosaico de hábitats clave. Se requiere fortalecer la investigación y el seguimiento a largo plazo para apoyar una gestión de conservación efectiva.

Agradezco la ayuda *ad honorem* de la Licda. Ana Cristina Brenes Granados, nuestra asistente editorial, así como a la Junta Directiva de la Asociación Ornitológica Costarricense, encabezada por Giovanni Delgado. Mi gratitud también se extiende a las personas revisoras que, de manera desinteresada, han aportado su experiencia para garantizar la calidad científica de los trabajos publicados en este volumen.

Invito nuevamente a nuestra audiencia a enviar sus observaciones, reportes e investigaciones a Zeledonia, con el fin de seguir enriqueciendo el conocimiento sobre la extraordinaria diversidad de aves en la región mesoamericana.

Dr. Gerardo Avalos, Editor.

ZELEDONIA

Boletín de la Asociación Ornitológica de Costa Rica

Volumen 29 número 2

TABLA DE CONTENIDOS

Editorial

Reflexiones sobre el Volumen 29.2 (Editorial por Gerardo Avalos)

ARTÍCULOS

Influencia de la calidad del recurso floral sobre la jerarquía de dominancia en colibríes del bosque nuboso de Costa Rica, por Esteban Fuentes-Castro y Milena Ulloa-Trejos 1

COMUNICACIONES

Depredación oportunista de *Boa imperator* por *Cathartes aura* en el Refugio de Vida Silvestre Cuyamel, Honduras, por Francisco Aceituno y Delmy Trochez 17

Registro de depredación de *Aspidoscelis gularis* (Huico Pinto del Noreste) por *Glaucidium brasilianum* (Tecolote Bajeño) en Ciudad Madero, Tamaulipas, México, por Antonio Fernández López 21

Active nest of a Rufous-tailed hummingbird (*Amazilia tzacatl*) largely made of plastic, Dallas R. Levey and Gerardo Avalos 24

NOTAS

Nuevos registros de coloración aberrante en dos especies de Túrdidos en México, por Araceli J. Rodríguez-Casanova, Dante A. Hernández-Sedas, Dante A. Hernández-Silva e Iriana Zuria..... 31

Primer registro documentado de la Pardela Paticlara (*Ardenna carneipes*) en el Pacifico Costarricense y el Pacífico Este Tropical, por Sergio Arias y Roberto Vargas-Masís 38

FORO

Proper Use of Species Distribution Models for Identifying Priority Areas for the Conservation of Endangered Species, Sergio Villegas 43

El conocimiento ornitológico en el Refugio Nacional de Fauna Silvestre Golfito a 40 años de su creación, por Alejandra Rojas-Barrantes 62

ZELEDONIA
Boletín de la Asociación Ornitológica de Costa Rica

Influencia de la calidad del recurso floral sobre la jerarquía de dominancia en colibríes del bosque nuboso de Costa Rica

Influence of floral resource quality on the dominance hierarchy in hummingbirds of the Costa Rican cloud forest

Esteban Fuentes-Castro[1] y Milena Ulloa-Trejos[1]

Recibido: 5 de diciembre, 2025. Corregido: 10 de diciembre, 2025. Aceptado: 10 de diciembre, 2025

RESUMEN

La defensa territorial del néctar regula la dominancia y acceso a recursos en comunidades de colibríes. Los comederos artificiales, al proveer recursos constantes, pueden alterar las interacciones competitivas y la estructura de las redes. Este estudio evalúa cómo la calidad de los parches florales y la presencia de comederos modulan la defensa territorial y la jerarquía de dominancia en comunidades de colibríes. El estudio se realizó en un jardín de bosque muy húmedo premontano en San Ramón, Costa Rica (1300 msnm). Registramos el forrajeo de colibríes en parches florales de *Stachytarpheta frantzii* y comederos artificiales de distinta concentración de azúcar. Las interacciones se analizaron mediante métricas de red bipartitas y el índice de puntuación de David. La mayoría de las interacciones se concentraron en recursos de alta calidad de parches naturales y comederos artificiales. En parches florales, la competencia redujo la diversidad alfa y generó redes altamente anidadas dominadas por *Amazilia tzacatl* y *Colibri delphinae*. La introducción de comederos incrementó la diversidad de especies y favoreció a especies como *Campylopterus hemileucurus*. Observamos una diferencia en la composición de especies en los parches, donde parches grandes de alta calidad tuvieron más especies y una mayor y más diversa cantidad de interacciones. La introducción de comederos artificiales modificó la jerarquía, y resultó en que especies de mayor tamaño interactuaran con más frecuencia y dominaran las disputas alimentarias. La calidad y tipo de recurso modulan la intensidad de la competencia, la estructura de las redes y las jerarquías de dominancia de comunidades de colibríes. Estos resultados son importantes para comprender el impacto del recurso alimentario en la organización de ensambles de colibríes.

Palabras clave: Defensa territorial, competencia, *Stachytarpheta frantzii*, comederos artificiales.

ABSTRACT

Territorial defense of nectar regulates dominance and access to resources in hummingbird communities. Artificial feeders, by providing constant resources, can alter competitive interactions and network structure. This study evaluates how the quality of floral patches and the presence of feeders influence territorial defense and dominance hierarchies in hummingbird communities. The research was conducted in a premontane very wet forest garden in San Ramón, Costa Rica (1,300 masl). We recorded hummingbird foraging in floral patches

[1] Escuela de Biología, Universidad de Costa Rica, San José 11501-2060, Costa Rica; EMAIL: esteban.fuentescastro@ucr.ac.cr milena.ulloa@ucr.ac.cr

of *Stachytarpheta frantzii* and at artificial feeders with different sugar concentrations. Interactions were analyzed using bipartite network metrics and David's score index. Most interactions concentrated on high-quality resources from natural patches and artificial feeders. In floral patches, competition reduced alpha diversity and produced highly nested networks dominated by *Amazilia tzacatl* and *Colibri delphinae*. The introduction of feeders increased species diversity and favored species such as *Campylopterus hemileucurus*. We observed differences in species composition among patches: large, high-quality patches supported more species and a greater and more diverse set of interactions. The addition of artificial feeders modified the hierarchy, leading larger species to interact more frequently and to dominate feeding disputes. Resource quality and type modulate the intensity of competition, network structure, and dominance hierarchies in hummingbird communities. These results are important for understanding how food resources influence the organization of hummingbird assemblages.

Keywords: Territorial defense, competition, *Stachytarpheta frantzii*, artificial feeders.

INTRODUCCIÓN

La defensa de recursos florales es un comportamiento clave en los colibríes, ya que les permite el acceso a alimento en entornos donde las flores son un recurso limitado (Camfield, 2006). Los colibríes emplean distintas estrategias para la búsqueda de alimento de acuerdo con su morfología y la distribución del recurso (Sargent et al., 2021). Algunas especies se desplazan siguiendo rutas de forrajeo, mientras que otras defienden territorios alrededor de parches florales (Ramírez-Burbano et al., 2022). La defensa de estos territorios incluye comportamientos como las llamadas o despliegues del plumaje (López-Segoviano et al., 2023; Márquez-Luna et al., 2019), pero el principal método es la persecución del intruso (Boyden, 1978; Camfield, 2006; Dearborn, 1998).

La jerarquía de dominancia es un factor determinante en la estructura de las comunidades de colibríes, ya que regula el acceso diferencial a los recursos florales y puede influir en la distribución espacial y temporal de las especies (Abrahamcyck y Kessler, 2015). Diversos elementos influyen en esta jerarquía, entre ellos la masa corporal que suele correlacionarse positivamente con la capacidad de defensa de los recursos (Bribiesca et al., 2019). La cercanía filogenética determina que las especies emparentadas tienden a presentar comportamientos y requerimientos energéticos similares (Martin y Ghalambor, 2014).

Las especies dominantes suelen adoptar estrategias especializadas, ya que concentran su alimentación en un número reducido de especies de plantas que ofrecen un mayor contenido energético por flor. Estas especies suelen mostrar un comportamiento territorial más marcado, defendiendo activamente sus parches florales frente a otros individuos (Boyden, 1978; López-Segoviano et al., 2018). Por otro lado, las especies subordinadas se comportan más como generalistas, ya que aprovechan una mayor variedad de flores con una menor calidad y cantidad de néctar. Este comportamiento les permite mantener una fuente constante de alimento a pesar de la exclusión de los recursos más disputados, además de presentar un comportamiento menos territorial (Márquez-Luna et al., 2022).

La diversidad de colibríes en elevaciones medias, entre los 1,000 y 2,000 msnm, es mayor que en elevaciones más bajas y altas debido a la convergencia de especies de distintos rangos altitudinales (Maglianesi et al., 2015). Las elevaciones intermedias presentan una alta heterogeneidad de hábitats, lo que

incrementa la variedad de nichos ecológicos, permitiendo el solapamiento de especies con diferentes estrategias de alimentación y comportamiento (Guevara et al., 2023; Sonne et al., 2019).

El recurso floral presenta una distribución espacial y temporal dispersa y variable, lo que genera fluctuaciones en la disponibilidad de néctar, mientras que los comederos artificiales ofrecen una fuente de alimento constante y de fácil acceso (Avalos et al., 2012). Debido a esta estabilidad y reducción en los costos de búsqueda y desplazamiento, se ha documentado que los colibríes tienden a preferir los comederos artificiales sobre los recursos florales; defienden los comederos de forma exclusiva, o como complemento en su alimentación (Lanna et al., 2017). Esta preferencia puede influir en la estructura de las redes de interacción, aumentando la frecuencia de encuentros agresivos y modificando los roles funcionales de las especies dentro de la comunidad (Avalos et al., 2012; Maglianesi et al., 2014).

Este estudio tiene como objetivos: 1) describir la composición de especies de colibríes que visitan parches florales con diferente abundancia de Stachytarpheta frantzii; 2) evaluar si la calidad del parche floral influye en la respuesta defensiva; 3) determinar la jerarquía de dominancia de la comunidad a partir de las interacciones competitivas durante la visita a parches florales; 4) evaluar el impacto de comederos artificiales en las redes de interacción y la jerarquía de dominancia.

Se plantea como hipótesis que la defensa territorial está asociada a la calidad del parche, debido que recursos más abundantes y de mejor calidad energética tienden a ser objetivo de competencia, favoreciendo el establecimiento de jerarquías (Jiménez et al., 2012; Márquez-Luna et al., 2019; Ramírez-Burbano et al., 2022). Se espera que los parches de mejor calidad presenten una mayor probabilidad de defensa que genere una dinámica de jerarquía de dominancia. Proponemos que la introducción de comederos artificiales modificará los tipos de interacciones y el orden de la jerarquía al proveer un recurso de alta calidad, estable y focalizado. Este estudio busca dilucidar cómo la disponibilidad y calidad de recurso modula las interacciones competitivas en las comunidades de colibríes, con el fin de orientar decisiones sobre modificaciones ambientales relacionadas con la conservación de estas aves.

MÉTODOS

Sitio de estudio: El estudio se realizó en un jardín que bordea un bosque nublado muy húmedo premontano (Holdridge et al., 1971) en Piedades Norte, San Ramón, Alajuela (10°08'53.6"N 84°33'49.4"O, 1,300 msnm). El bosque circundante es secundario y está rodeado por un mosaico de potreros y parches de bosque conectados con la Reserva Biológica Alberto Manuel Brenes. Los muestreos se realizaron entre setiembre y noviembre durante la estación lluviosa. El clima de la zona es tropical húmedo con una temperatura promedio de 21 ^{o}C y con una precipitación anual promedio de 2,250 mm (Sánchez-Brenes y Moya-Calderón, 2018). Se observaron 11 especies de colibríes, de las cuales, la de mayor tamaño fue *Campylopterus hemileucurus* y la de menor tamaño *Microchera albocoronata* (Cuadro 1). Todas presentaron dimorfismo sexual en plumaje con excepción de *Colibri delphinae* y *Saucerottia hoffmanni.* La

vegetación del jardín está principalmente compuesta por arbustos de *Stachytarpheta frantzii* (Verbenaceae), arbustos de *Hamelia patens* (Rubiaceae) y árboles de *Psidium guajava* (Myrtaceae).

La especie *Eupherusa eximia* fue identificada posteriormente a los muestreos. La identificación de *E. eximia* requiere de condiciones óptimas de luz para distinguir la coronilla completamente verde y vislumbrar un leve rojizo en las alas en vuelo. Sin embargo, debido a su gran parecido con *M. cupreiceps*, estas dos especies se agruparon como M.c+E.e, al no ser posible discernir si estaba presente desde el comienzo de la investigación y traslapar la identificación en el campo.

Clasificación de parches florales: Se realizó una división de parches florales de *S. frantzii* de acuerdo con su tamaño y grado de aislamiento. Los parches se dividieron como de alta calidad, los que estaban más interconectados y tenían un mayor tamaño (>5m de largo) y mayor cantidad de flores; y de baja calidad, en el caso de parches aislados y pequeños (<5m de largo) y por tanto, menor número de flores. Se definieron tres parches de alta calidad y tres parches de baja calidad.

Cuantificación de interacciones defensivas: En cada parche se registró la cantidad de interacciones defensivas, las cuales se clasificaron en una matriz de especies y sexos. Los sexos de las especies con dimorfismo se analizaron individualmente para la cuantificación de interacciones y la determinación de la jerarquía. En cada interacción se registró la identidad de la especie y el resultado del enfrentamiento (victoria o derrota). Los parches fueron observados a una distancia de 6m durante 10 min; después se cambiaba de parche y se repetía el periodo de observación. Los registros se realizaron de manera visual y con dos cámaras de video *Action Camera HD* SJ4000. Este proceso se llevó a cabo entre las 6 am y las 10 am.

Registro de interacciones: La unidad de muestreo fue el parche floral, considerado de forma independiente para el registro de las interacciones. Las variables independientes correspondieron al tipo de parche (alta o baja calidad), y la identidad y sexo de las especies interactuantes. La variable respuesta correspondió a la frecuencia de interacciones. Se consideró que una especie resultaba ganadora cuando lograba excluir a la otra del recurso y perdedora cuando era excluida (López-Segoviano et al., 2023; Echeverría y Buitrón, 2025). En el caso de un empate, cuando un individuo se acercaba a otro para expulsarlo y este era "ignorado", se registró perdedor al instigador. Además, se estableció que la cantidad de interacciones agonísticas entre especies era una variable que dependía de la calidad del parche.

Introducción de comederos con diferentes concentraciones de azúcar: Al finalizar los muestreos en parches florales se introdujeron cuatro comederos. Estos se separaron como dos comederos de alta calidad y dos de baja calidad. La alta calidad se simuló preparando una solución de azúcar a agua en proporción 1:4, mientras que los comederos de baja calidad tenían una proporción de 1:8. El registro de datos se realizó de igual forma que en los parches, con observaciones visuales y con dos cámaras de acción en periodos de 10 min.

Redes de interacciones: La matriz de interacciones interespecíficas se usó como base para caracterizar la estructura de la red mediante el paquete bipartite en

Rstudio v.4.4.1 (R Core Team, 2024). A partir de dicha matriz se calcularon métricas de asimetría, enlaces por especie, anidamiento, alfa de Fisher, especialización H2, grado del nivel superior, fuerza e índice de especificidad de pareja que permiten describir patrones de jerarquía, especialización y roles dentro de la red (Cuadro 2).

Determinación de la jerarquía de dominancia: La jerarquía de dominancia entre las especies de colibríes se determinó a partir de las interacciones competitivas a parches florales de *S. frantzii* (Ramírez-Burbano et al., 2022). La matriz se utilizó para calcular la puntuación de David (DS), la cual se basa en la proporción de victorias de una especie sobre otra (David, 1987) de acuerdo con:

$$DS = (w + w2) - (l + l2)$$

donde w son las victorias totales de una especie α, l son las derrotas totales de α, w2 es la suma de victorias de otras especies a las que α ganó y l2 es la suma de derrotas de otras especies que ganaron a α. El DS de cada especie es calculado según la cantidad de interacciones que tuvo con las otras especies y genera un puntaje numérico. Este valor se compara para cada especie, donde valores mayores indican que la especie ocupa un puesto superior en la jerarquía.

RESULTADOS

Efecto de la calidad del parche floral sobre la diversidad e interacciones: Cada parche fue observado un total de 18 veces, combinando registros visuales y grabaciones de vídeo. Se registraron 141 interacciones en los parches florales. Un 72% (101) de las interacciones se dieron en parches de alta calidad. De las 11 especies de colibríes, solamente *Heliodoxa jacula* y *Philodice bryantae* (tanto machos como hembras) no fueron registradas interactuando. Las dos especies más observadas fueron *A. tzacatl* y M.c+E.e ♂. Al comparar el valor alfa de Fisher entre parches de alto recurso (3.14) y parches de bajo recurso (4.28), se determinó que los parches de baja calidad, con menos interacciones, presentaron una mayor diversidad relativa de interacciones.

En los parches de alta calidad, se dieron interacciones entre siete especies, con cuatro ganadoras y seis perdedoras (Figura 1A). Un grupo pequeño de especies interactuó entre ellas, indicando una baja conectividad de la red (enlaces por especie = 1.10). Parches de alta calidad favorecieron levemente a la riqueza de ganadores (asimetría = -0.20). Un valor de anidamiento de 3.42 evidencia que las interacciones resultaron anidadas, y en las que subconjuntos de perdedores compartieron especies ganadoras. Por esto, la red presentó un bajo nivel de especialización (H2 = 0.02). A nivel de especies, *A. tzacatl* fue la especie que más interactuó, pues presentó interacciones defensivas contra seis especies (grado del nivel superior y fuerza = 5.24). Al ser una red de pocas especies, el índice de especificidad de pareja (IEP) para cada especie fue alto (0.80 - 1.00), lo que indica que cada especie tiene una alta especialización en la defensa del parche contra otras especies.

En parches de baja calidad se registró el 28% (40) de las interacciones totales en parches florales. Las interacciones se concentraron en dos especies, que interactuaron uniformemente con otras cinco especies (Figura 1B). Los parches de baja calidad no

mostraron ser diferentes en simetría de ganadores y perdedores con respecto a los de alta calidad (-0.11). Aunque la composición de especies fue distinta, la red mantuvo la misma baja conectividad (enlaces por especie = 1.11). Un leve declive fue visible en el anidamiento de parches aislados y pequeños (0.74), al darse algunas interacciones específicas de algunas especies. Esto se vio reflejado en apenas una mayor especialización (H2 = 0.11). Nuevamente, *A. tzacatl* fue la especie que interactuó con la mayor cantidad de especies (5) y que presentó el mayor peso en la red (fuerza = 4.01). El IEP de defensa bajó hasta 0.50 para *Lampornis calolaemus* y un nivel máximo de 1.00 para *A. tzacatl* y *S. hoffmanni*.

La jerarquía de dominancia en parches florales según la puntuación de David organizó 10 grupos interactuantes (Figura 2A). *Colibri delphinae* obtuvo el mayor puntaje, con un valor de 6.26. Al contrario, los machos de M.c+E.e se ubicaron al final de la jerarquía (-4.71). No fue posible evaluar a las especies y sexos restantes, ya que de estos no se obtuvieron datos para parches florales.

Efecto de los comederos artificiales sobre la diversidad e interacciones defensivas:

Los comederos acumularon datos de 19 muestreos cada uno en conjunto con el análisis visual y de vídeo. Se registraron 74 interacciones, con un 76% (56) en los de alta concentración de azúcar (Figura 3A). Entre sí, el balance entre ganadores y perdedores fue más intenso en los comederos de alta concentración (asimetría= 0.07) y baja concentración (asimetría= -0.27) con respecto a los parches naturales. Las interacciones en comederos estuvieron menos anidadas, cambiaron poco (alta calidad = 31.15; baja calidad = 35.73) y fueron más especializadas (H2: alta calidad = 0.27; baja calidad = 0.36) que en los parches florales.

Aunque sí hubo mayores niveles de conectividad en los comederos, cada especie no tuvo en promedio victorias contra más especies que en los parches (enlaces por especie: alta calidad = 1.54; baja calidad = 1.27). El valor alfa de Fisher fue funcionalmente igual para ambas concentraciones de comederos (~11.1), lo que evidenció que la diversidad de interacciones fue mayor que antes de su implementación. Los comederos de ambas concentraciones presentaron menores valores máximos de fuerza que los parches para cada especie en la red (fuerza: alta concentración = 2.35; baja concentración = 2.75). Sí se logró ver un nivel de IEP de defensa en especies como M.c+E.e (0.98).

Las puntuaciones de David (jerarquía de dominancia posterior a la introducción de comederos) sí presentaron diferencias con respecto a los parches naturales (Figura 2B). Es notable que interactúan ocho especies, en lugar de las anteriores diez. Al igual que en el caso de las hembras de *C. hemileucurus* y *Phaetornis guy*, los machos de *C. hemileucurus* fueron, en este escenario, quienes obtuvieron el mayor puntaje (6.25), mientras que las hembras de *P. guy* (-7.68) se posicionaron por debajo de M.c+E.e.

DISCUSIÓN

Composición de especies y dominancia en parches florales. Se demostró exitosamente una diferencia entre las especies que interactúan en los parches florales dependiendo de su calidad, medida en tamaño y aislamiento pues la

estructura de dominancia estuvo fuertemente asociada con la calidad del parche. Seis de las nueve especies interactuantes estuvieron presentes en los parches de alta calidad. Solamente dos de estas especies se encontraron en parches de baja calidad (*A. tzacatl* y M.mE.e; Figura 1). Por esto, los parches de alta calidad presentaron una composición más diversa de especies. Los colibríes optimizan el forrajeo alimentándose en parches agrupados, donde cambiar entre flores implicó una menor inversión energética (Baum y Grant, 2001).

La mayor proporción de interacciones observadas en parches de alta calidad, grandes y poco aislados confirma que la disponibilidad de flores favorece la defensa territorial. Este es un patrón documentado para especies que optimizan su gasto energético mediante la exclusión de competidores (Jiménez et al., 2012; Márquez-Luna et al., 2019). La jerarquía observada en parches florales demuestra el papel de especies de tamaño intermedio, como *C. delphinae*, que fueron dominantes en este contexto. Esta también fue la especie dominante en una comunidad de bosque nuboso en Ecuador (Fernandez-Duque y et al., 2023), donde se determinó el largo del ala como el factor principal en la determinación de la jerarquía. Además, en nuestro caso los machos ocuparon un puesto más alto en la jerarquía de dominancia, como es habitual en la mayoría de colibríes (Falk et al., 2022).

Efectos de los comederos en la dinámica de la comunidad. La presencia de jerarquías de dominancia en escenarios de parches florales y comederos confirma que la competencia por néctar es el factor determinante en la estructuración de las comunidades de colibríes. Sin embargo, la variación en las especies dominantes entre parches y comederos evidencia que la calidad y tipo de recurso modulan la organización social y la intensidad de las interacciones.

La incorporación de comederos artificiales generó un reordenamiento en la jerarquía de dominancia con especies como *C. hemileucurus* que se convirtió en la especie alfa. Esto se debe a que, al haber una mayor disponibilidad de recurso, los colibríes son más propensos a realizar interacciones agresivas (Justino et al., 2012). algunas especies de colibríes pueden aprovechar con mayor eficiencia la estabilidad y predictibilidad de este recurso artificial. Esta constante y predecible fuente de energía, junto con la posibilidad de defender puntos fijos, permite que especies que en condiciones naturales no podrían sostener un territorialismo tan marcado adquieran un papel más competitivo y dominante.

Un factor adicional que contribuye al aumento del número de especies interactuantes en comederos es la morfología del pico. En la especie *P. guy* la forma alargada y curva del pico puede limitar el acceso al néctar en flores; sin embargo, el diseño de los comederos permite el fácil acceso y un mayor aprovechamiento del recurso a un mayor rango de especies (Temeles et al., 2010). *Campylopterus hemileucurus* también fue observado interactuando con mayor frecuencia en los comederos. Debido a su gran tamaño y necesidades energéticas (Shankar et al., 2020), defender los comederos es una estrategia óptima para asegurar alimento. En conjunto, estos patrones indican que los comederos artificiales no solo incrementan la cantidad de interacciones agonísticas, sino que también alteran la estructura de la

comunidad y redefinen roles competitivos de las especies interactuantes.

CONCLUSIONES

La disponibilidad y configuración del recurso floral influyen directamente en las interacciones competitivas y organización de la comunidad de colibríes. La comparación entre parches florales y comederos artificiales muestra que estos últimos aumentan la diversidad de especies y modifican las redes de interacción. También aumentan la intensidad de encuentros agonísticos y alteran las jerarquías naturales. El efecto que estas modificaciones tienen sobre la salud de la comunidad a largo plazo es incierto, tanto para la composición y abundancia de colibríes, como para su desempeño ecológico como polinizadores (Avalos et al., 2012; Sonne et al., 2016). Futuras investigaciones podrían enfocarse en el cambio de la composición de la comunidad entre la temporada seca y lluviosa. Además, es necesario integrar monitoreos a largo plazo para evaluar el impacto de los comederos artificiales sobre la estructura de las comunidades de colibríes.

AGRADECIMIENTOS

Max Ramírez-Rodríguez facilitó el espacio para la realización de los muestreos. Gerardo Avalos colaboró con equipo y sugerencias de diseño experimental.

References

Abrahamczyk, S. y Kessler, M. (2015). Morphological and behavioural adaptations to feed on nectar: how feeding ecology determines the diversity and composition of hummingbird assemblages. *Journal of Ornithology*, *156*: 333–347.

Avalos, G., Soto, A., y Alfaro, W. (2012). Effect of artificial feeders on pollen loads of the hummingbirds of Cerro de La Muerte, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical, 60*(1): 65-73.

Baum, K. A., y Grant, W. E. (2001). Hummingbird foraging behavior in different patch types: simulation of alternative strategies. *Ecological Modelling*, *137*: 201–209.

Bribiesca, R., Herrera-Alsina, L., Ruiz-Sánchez, E., Sánchez-González, L. A., y Schondube, J. E. (2019). Body mass as a supertrait linked to abundance and behavioral dominance in hummingbirds: A phylogenetic approach. *Ecology and Evolution, 9*(3): 1623–1637.

Boyden, T. (1978). Territorial Defense Against Hummingbirds And Insects By Tropical Hummingbirds. *Condor*, *80*: 216-221.

Camfield, A. (2006). Resource value affects territorial defense by Broad-tailed and Rufous hummingbirds. *Journal of Field Ornithology*, *77*(22): 120-125.

David, H. (1987). Ranking from unbalanced paired-comparison data. *Biometrika, 74*(2): 432-436.

Dearborn, D. (1998). Interspecific Territoriality by a Rufous-Tailed Hummingbird (*Amazilia tzacatl*): Effects of Intruder Size and Resource Value. *Biotropica*, *30*(2): 306-313.

Echeverría, G., y Buitrón-Jurado, G. (2025). Using Smartphones to Determine Hummingbird Dominance Networks in Quinde Ecotourist-Route, Ecuador. *Biotropica, 57*(4): 1-13.

Falk, J. J., Rubenstein, D. R., Rico-Guevara, A., y Webster, M. S. (2022). Intersexual social dominance mimicry drives female hummingbird polymorphism. *Proceedings of the Royal Society B, 289*: 20220332. DOI:10.1098/rspb.2022.0332

Fernandez-Duque, F., Miller, E. T., Fernandez-Duque, M., Falk, J., Venable, G., Rabinowicz, S., Becker, C. D., y Hauber, M. E. (2024). Phenotype predicts interspecific

dominance hierarchies in a cloud-forest hummingbird guild. *Ethology, 130*: e13410. https://doi.org/10.1111/eth.13410

Guevara, E., Bello, C., Poveda, C., McFadden, I., Schleuning, M., Pellissier, L., y Graham, C. (2023). Hummingbird community structure and nectar resources modulate the response of interspecific competition to forest conversion. *Oecologia, 201*(3): 761-770.

Holdridge, L. R., Grencke, W. C., Hatheway, W. H., Liang, T., y Tosi, J. A. (1971). *Forest environments in tropical life zones: A pilot study*. Oxford University Press.

Jiménez, L., Negrete-Yankelevich, S., y Macías-Ordóñez, R. (2012). Spatial association between floral resources and hummingbird activity in a Mexican tropical montane cloud forest. *Journal of Tropical Ecology, 28*(5), 497-506.

Justino, D. G., Maruyama, P. K., y Oliveira, P. E. (2011). Floral resource availability and hummingbird territorial behaviour on a Neotropical savanna shrub. *Journal of Ornithology*, *153*(1): 189–197.

Lanna, L. L., Azevedo, C. S. D., Claudino, R. M., Oliveira, R., y Antonini, Y. (2017). Feeding behavior by hummingbirds (Aves: Trochilidae) in artificial food patches in an Atlantic Forest remnant in southeastern Brazil. *Zoologia (Curitiba), 34*: e13228. https://doi.org/10.3897/zoologia.34.e13228

López-Segoviano, G., Bribiesca, R., y Arizmendi, M. D. C. (2018). The role of size and dominance in the feeding behaviour of coexisting hummingbirds. *Ibis, 160*(2): 283-292.

López-Segoviano, G., Arenas-Navarro, M., Nuñez-Rosas, L. E., y del Coro Arizmendi, M. (2023). Implications of dominance hierarchy on hummingbird-plant interactions in a temperate forest in Northwestern Mexico. *PeerJ: 11*: 1-21.

Maglianesi, M. A., Blüthgen, N., Böhning-Gaese, K., y Schleuning, M. (2015). Functional structure and specialization in three tropical plant–hummingbird interaction networks across an elevational gradient in Costa Rica. *Ecography, 38*(11): 1119-1128.

Maglianesi, M. A., Böhning-Gaese, K., y Schleuning, M. (2015). Different foraging preferences of hummingbirds on artificial and natural flowers reveal mechanisms structuring plant–pollinator interactions. *Journal of Animal Ecology, 84*(3): 655-664.

Márquez-Luna, U., Lara, C., Corcuera, P., y Valverde, P. L. (2019). Factors affecting the dominance hierarchy dynamics in a hummingbird assemblage. *Current zoology, 65*(3): 261–268.

Márquez-Luna, U., Lara, C., Corcuera, P., y Valverde, P. L. (2022). Genetic relatedness and morphology as drivers of interspecific dominance hierarchy in hummingbirds. *PeerJ, 10*: 1-26.

Martin, P. R., y Ghalambor, C. K. (2014). When David Beats Goliath: The Advantage of Large Size in Interspecific Aggressive Contests Declines over Evolutionary Time. *PLOS ONE*, *9*(9): e108741. doi:10.1371/journal.pone.0108741

Ramírez-Burbano, M. B., Amorim, F. W., Torres-González, A. M., Sonne, J., y Maruyama, P. K. (2022). Nectar provision attracts hummingbirds and connects interaction networks across habitats. *Ibis, 164*(1): 88-101.

R Core Team. (2024). (Version 4.4.1) [Software]. R Foundation for Statistical Computing. https://www.R-project.org/

Sánchez-Brenes, R., y Moya-Calderón, M. (2018). Biodiversidad en fincas cafetaleras de Rincón de Mora, San Ramón, Alajuela, Costa Rica. *Pensamiento Actual, 18*(31): 68-86.

Sargent, A. J., Groom, D. J. E., y Rico-Guevara, A. (2021). Locomotion and Energetics of Divergent Foraging Strategies in Hummingbirds: A Review. *Integrative and Comparative Biology, 61*(2): 736–748.

Shankar, A., Powers, D. R., Dávalos, L. M., y Graham, C. H. (2020). The allometry of daily energy expenditure in hummingbirds: An

energy budget approach. *Journal of Animal Ecology, 89*: 1254–1261.

Sonne, J., Kyvsgaard, P., Maruyama, P. K., Vizentin-Bugoni, J., Ollerton, J., Sazima, M., Rahbek, C., y Dalsgaard, B. (2016). Spatial effects of artificial feeders on hummingbird abundance, floral visitation and pollen deposition. *Journal of Ornithology, 157*: 573–581.

Sonne, J., Zanata, T. B., Martín González, A. M., Cumbicus Torres, N. L., Fjeldså, J., Colwell, R. K., Tinoco, B., Rahbek, C., y Dalsgaard, B. (2019). The distributions of morphologically specialized hummingbirds coincide with floral trait matching across an Andean elevational gradient. *Biotropica, 51*(2): 205-218.

Temeles, E. J., Miller, J. S., y Rifkin, J. L. (2010). Evolution of sexual dimorphism in bill size of hermit hummingbirds: A role for ecological causation. *Philosophical Transactions of the Royal Society B, 364*(1516): 2463–2469.

Cuadro 1. Especies de colibríes registradas en el jardín de bosque en Piedades Norte, San Ramón, estación lluviosa, 2025.

Especie	Distribución	Rango de elevación	Peso	Identificación	Ilustración
Amazilia tzacatl	Desde el sur de México al noroeste de Sudamérica	0 – 2,500 msnm	5 - 5.5g	Cuerpo verde y cola rojiza	
Campylopterus hemileucurus	Desde México hasta Panamá	500 – 2,400 msnm	Macho: 11.5g Hembra: 9.5g	Macho: cuerpo morado Hembra: cuerpo café verdoso	
Colibri delphinae	Desde Guatemala y Belice, hasta Bolivia, Perú y Venezuela	100 – 2,800 msnm	6 - 7g	Cuerpo café con la cobertura del oído morada y garganta verde azulada	
Discosura conversii	Desde Costa Rica hasta Ecuador	700 – 1,400 msnm	3g	Macho: banda blanca en la rabadilla y cola larga Hembra: banda	

				blanca en la rabadilla	
Heliodoxa jacula	Sur de Centroamérica y noroeste de Sudamérica	700 – 2,200 msnm	7 - 10g	Macho: color verde con parche morado en la garganta Hembra: verde con blanco y con línea blanca bajo el ojo	
Lampornis calolaemus	Bosques nubosos de Costa Rica, Nicaragua y Panamá	1,200 – 2,500 msnm	4.5 - 6g	Macho: garganta morada y coronilla azul Hembra: pecho color canela	
Microchera albocoronata	Desde Honduras hasta Panamá	0 – 1,650 msnm	2.5g	Macho: cuerpo color rojo y cabeza blanca Hembra: cuerpo verde con el frente blanco	
Microchera cupreiceps	Vertiente del Caribe y Pacífico, Costa Rica	500 – 1,500 msnm	3 - 3.5g	Macho: coloración verde brillante y cola blanca. Coronilla cobriza Hembra: vientre blanco	
Phaethornis guy	Costa Rica a Venezuela y de Ecuador a Perú	300 – 2,000 msnm	Macho: 4.5g Hembra: 4g	Macho: Cuerpo verde azulado, pico largo y curvo Hembra: líneas	

				naranjas alrededor de los ojos más marcadas y pecho gris	
Philodice bryantae	Desde el norte de Costa Rica al oeste de Panamá	700 – 1,850 msnm	3 - 5g	Macho: pecho verde, garganta púrpura y cuello blanco Hembra: garganta beige, collar blanco menos marcado	
Saucerottia hoffmanni	Nicaragua y Costa Rica	0 – 2,500 msnm	4 - 5g	Cuerpo verde brillante con la cola azul metálico	

Cuadro 2. Descripción, medición e interpretación ecológica de las métricas de red calculadas por el paquete *bipartite* para las interacciones en una comunidad de colibríes, San Ramón, estación lluviosa, 2025.

Métrica	Intervalo	Interpretación
Asimetría	-1 - 1	Valores positivos indican que hay más especies ganadoras que perdedoras. Un valor de cero indica simetría.
Enlaces por especie	≥ 0	Promedio de interacciones por especie. Cantidad de colibríes perdedores con los que interactúa un ganador. Valores altos indican redes conectadas.
Anidamiento	0 - 100	Proporción de interacciones de un subconjunto respecto a las totales. Valores bajos indican una red altamente anidada (las interacciones de una especie son una parte de todas las de otra).
Alfa de Fisher	≥ 0	Diversidad de interacciones en la red considerando la riqueza de especies y uniformidad de distribución. Mide la proporción de cantidad de veces que interactúan las especies con la cantidad total de especies.
Especialización H2	0 - 1	Especialización de la red. Hay varias especies que interactúan puntualmente entre ellas. Valores cercanos a 1 indican alta especialización.
Grado del nivel superior	≥ 0	Número de especies a las que gana cada especie. Valores altos indican que es una red más generalista.
Fuerza	≥ 0	Suma de las dependencias de otras especies hacia una especie. Valores altos indican especies dominantes.
Índice de especificidad de pareja	0 - 1	Mide la preferencia de una especie a interactuar con otra. Un valor de 1 implica una especie especialista.

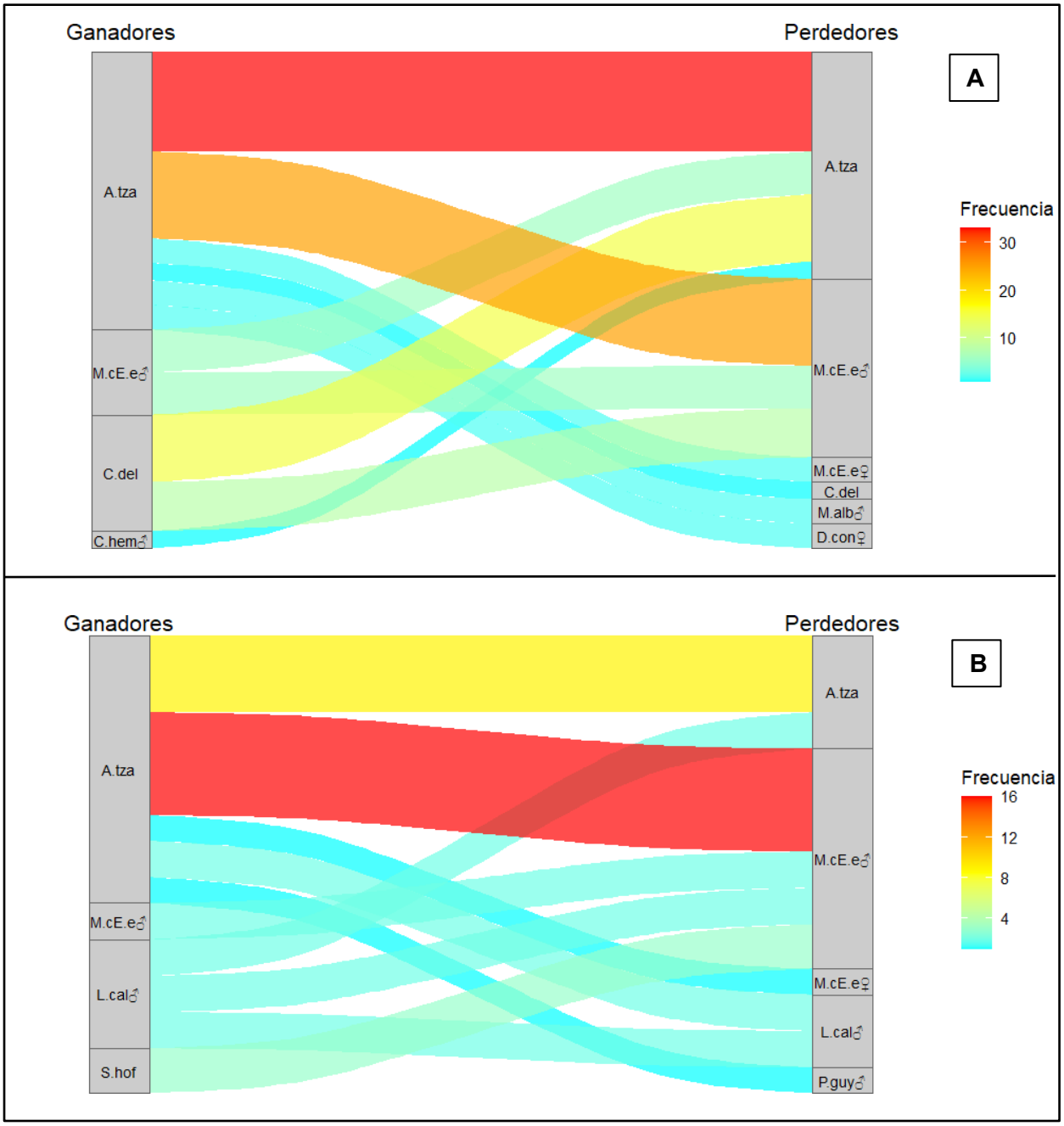


Figura 1. Red de interacciones agonísticas entre especies de colibríes en parches de A) alta calidad (grandes con muchas flores y agrupados) y B) baja calidad (pequeños con pocas flores y aislados) de un jardín en un bosque nuboso en Costa Rica. Especies: *Amazilia tzacatl* (A.tza), *Colibri delphinae* (C.del), *Campylopterus hemileucurus* macho (C.hem♂), *Discosura conversii* hembra (D.con♀), *Microchera cupreiceps* + *Eupherusa eximia* (M.cE.e; hembra♀ y macho♂), *Microchera albocoronata* macho (M.alb♂), *Lampornis calolaemus* macho (L.cal♂), *Phaetornis guy* macho (P.guy♂) *Saucerottia hoffmanni* (S.hof).

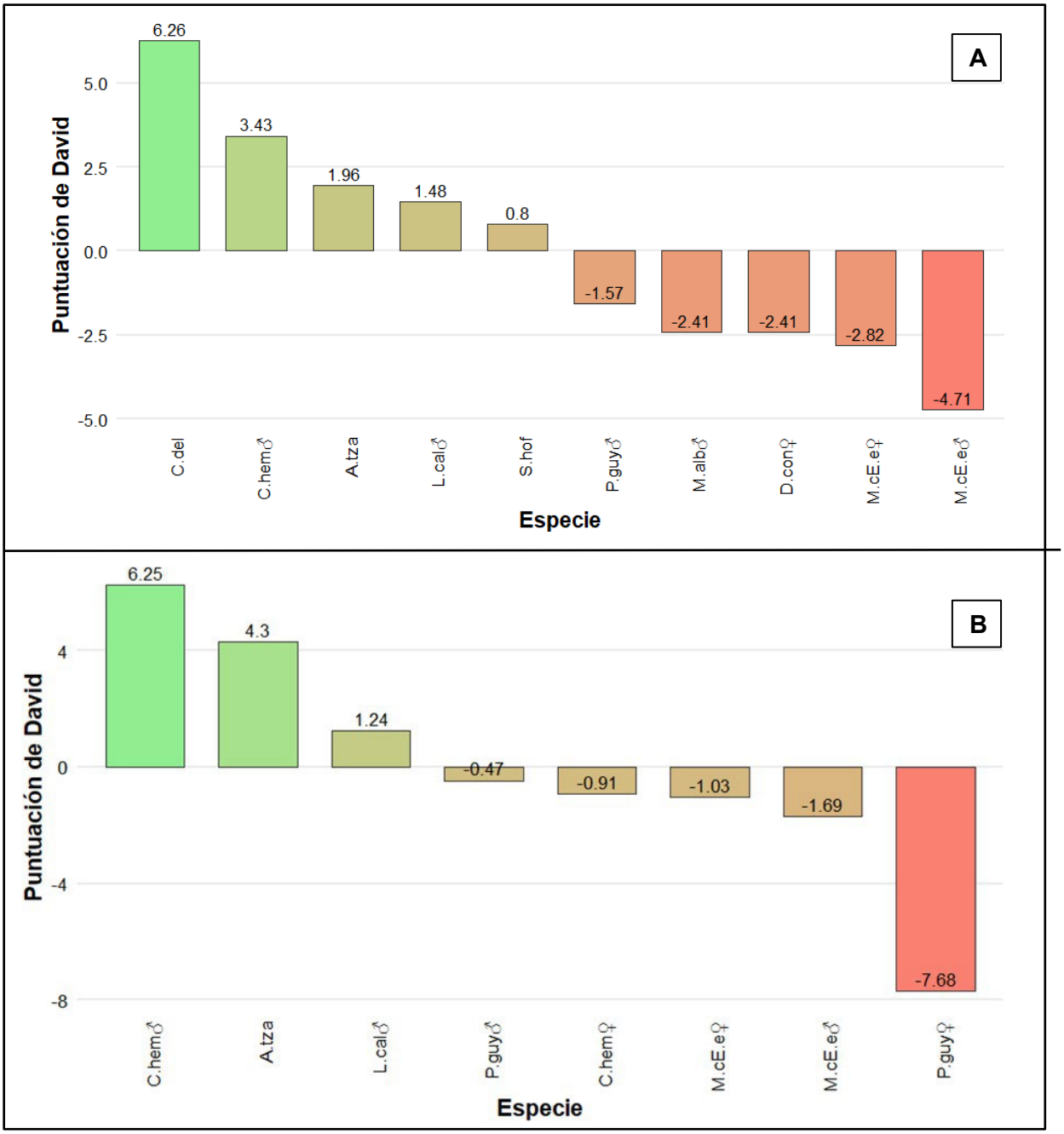


Figura 2. Valores del índice de puntuación de David para una jerarquía de dominancia de nueve especies de colibríes en A) parches de *Stachytarpheta frantzii* y B) comederos artificiales en un jardín de bosque nuboso en Costa Rica. Especies: *Colibri delphinae* (C.del), *Campylopterus hemileucurus* (C.hem; hembra♀ y macho♂), *Amazilia tzacatl* (A.tza), *Lampornis calolaemus* macho (L.cal♂), *Saucerottia hoffmanni* (S.hof), *Phaetornis guy* (P.guy; hembra♀ y macho♂), *Microchera albocoronata* macho (M.alb♂), *Discosura conversii* hembra (D.con♀), *Microchera cupreiceps* + *Eupherusa eximia* (M.cE.e; hembra♀ y macho♂).

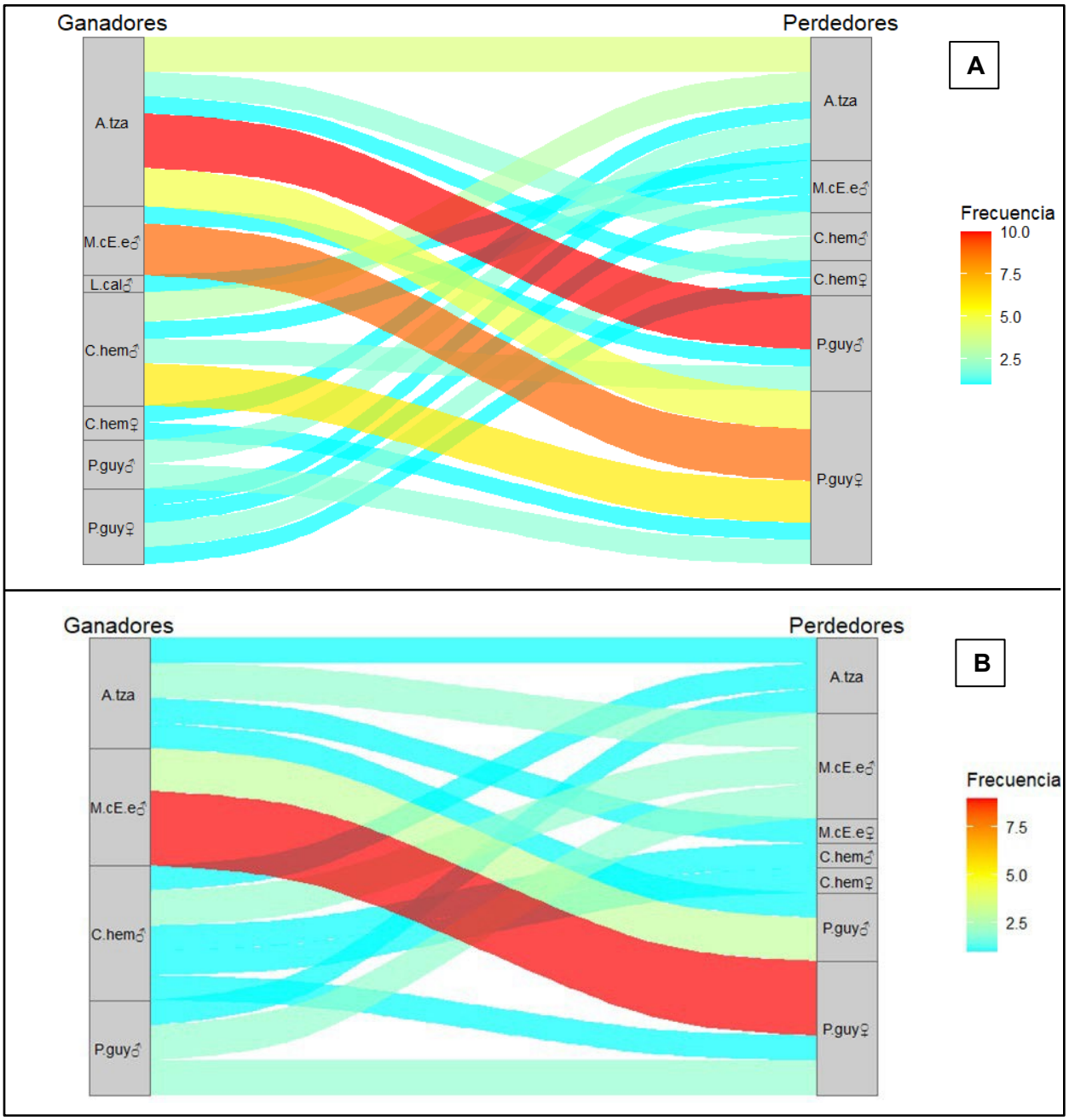


Figura 3. Red de frecuencia de interacciones agonísticas entre especies de colibríes en comederos artificiales de A) alta calidad (concentración de azúcar-agua 1:4) y B) baja calidad (concentración de azúcar-agua 1:8) de un jardín en un bosque nuboso en Costa Rica. Especies: *Amazilia tzacatl* (A.tza), *Microchera cupreiceps* + *Eupherusa eximia* (M.cE.e; hembra♀ y macho♂), *Lampornis calolaemus* macho (L.cal♂), *Campylopterus hemileucurus* (C.hem; hembra♀ y macho♂), *Phaetornis guy* (P.guy; hembra♂ y macho♂).

ZELEDONIA
Boletín de la Asociación Ornitológica de Costa Rica

Depredación oportunista de *Boa imperator* por *Cathartes aura* en el Refugio de Vida Silvestre Cuyamel, Honduras.

Opportunistic predation of Boa imperator by Cathartes aura in the Cuyamel Wildlife Refuge, Honduras.

Francisco Aceituno[1] y Delmy Trochez[2]

Recibido: 11 de agosto, 2025. **Revisado**: 02 de noviembre, 2025. **Aceptado**: 11 de noviembre, 2025.

Los zopilotes son aves rapaces de la familia Cathartidae, representadas en Honduras por cuatro especies (Fagan y Komar 2016). Habitan en una amplia variedad de ambientes y utilizan diversos recursos. Su dieta se basa casi exclusivamente de carroña, y pueden incluir mamíferos como ratas, mapaches, zorrillos, venados, cerdos y gatos domésticos. También se alimentan de aves, artrópodos, reptiles como serpientes e incluso plantas (Quick *et al*. 2005, Kelly *et al*. 2007). El rol que desempeñan en los ecosistemas es fundamental al eliminar fuentes de organismos infecciosos y contribuir al ciclo de nutrientes. Por tanto, es esencial conocer su ecología trófica para determinar las relaciones que establecen con su entorno (Sánchez 2012, Ballejo 2016).

El Zopilote Cabeza Roja (*Catharthes aura)* presenta un amplio rango de distribución en Honduras donde es considerado como una especie residente y migratoria (Fagan y Komar 2016). No figura en la lista roja de Honduras (WCS 2021). Internacionalmente, está listado como especie de "preocupación menor" (IUCN 2025). Ampliar el conocimiento de su dieta resulta relevante para comprender sus interacciones ecológicas. En esta comunicación reportamos el registro de un evento de depredación oportunista del Zopilote Cabeza Roja sobre una Boa (*Boa imperator*) en el Refugio de Vida Silvestre

[1] Biólogo, Secretaría de Recursos Naturales y Ambiente, Apdo.11101, Tegucigalpa, Honduras. Email: aceitunof@gmail.com

[2]Investigador independiente, Colonia El Hogar, 4ta calle, Apdo. 11101 Tegucigalpa, Honduras. Email: tsyadira@gmail.com

Cuyamel, parte del Subsistema de Áreas Protegidas Cuyamel-Omoa (SAPCO).

El 9 de setiembre del 2022, realizamos un recorrido de campo en las comunidades de la Barra del Río Motagua y Barra de Cuyamel en el municipio de Omoa, Honduras. Ambas comunidades pertenecen al Refugio de Vida Silvestre Cuyamel (RVSC), el cual es reconocido como un humedal de importancia Ramsar. Esta área geográfica presenta un clima lluvioso con una precipitación promedio anual que oscila entre 2,500 a 2,900 mm, alberga ecosistemas de montañas, humedales y planicies costeras, esenciales para la conservación de especies residentes y migratorias (Ramsar 2009, Ortiz 2020, Rosales 2021).

La observación ocurrió a las 11:30 h, (15º70'87"N, 88º20'41"O, 0 msnm) cuando verificamos la presencia de un ejemplar adulto de *C. aura* alimentándose en la orilla de la playa (Figura 1A). Al percatarse de nuestra presencia, el ave se alejó, lo que permitió constatar que estaba consumiendo una serpiente *B. imperator*, la cual presentaba una herida cerca de la cabeza. Por el aspecto de la lesión se presume que el individuo fue lacerado con una herramienta cortopunzante, probablemente ocasionada por pobladores locales. La boa medía 1.30 m de largo aproximadamente, presentaba una prominencia en la zona abdominal y no mostraba exposición de vísceras y tejidos (Figura 1B), procedimos a examinar el contenido estomacal encontrando un roedor en digestión en el estómago, que de acuerdo con lo reportado (Villalobos-Chaves *et al*. 2016, Monge 2016, Teta y Jayat 2021,) presenta características morfológicas que correspondían a la Rata Negra (*Rattus rattus,* Figura 1 C). Debido al grado de descomposición no se colectó el espécimen, pero se documentó mediante fotografías.

Otros autores documentan también la depredación de ratas por parte de *B. imperator* y mencionan que representan una presa habitual de esta serpiente (Quick *et al*. 2005, Reinert *et al.* 2021). Tras registrar el suceso, ambos organismos fueron dejados en el lugar, y el zopilote regresó para continuar alimentándose.

Con este este registro se amplía el conocimiento de la historia natural de ambas especies, considerando la interacción entre depredador – presa, y resaltando el papel ecológico de las aves carroñeras en la reducción de materia orgánica en descomposición. Estos datos aportan evidencia valiosa sobre el rol de estas especies en las redes tróficas del RVSC, un sitio con una importante riqueza biológica, y a la vez, una zona que experimenta alteraciones antropogénicas, como la contaminación provocada por las descargas de residuos provenientes de la cuenca del Río Motagua (Rosales 2021). A pesar de estas amenazas, RVSC mantiene una cadena trófica activa. Se deben promover iniciativas para la conservación de los elementos claves de este ecosistema de humedales.

Agradecimientos

Al proyecto Manejo Integrado de la Cuenca al Arrecife del Sistema Arrecifal Mesoamericano (MAR2R) por el apoyo financiero para desarrollar la gira de campo. Gustavo Cabrera de CCO facilitó la visita al RVSC. Los comentarios de

revisores anónimos mejoraron este manuscrito.

Referencias

Ballejo, F. 2016. Ecología trófica y tafonomía del jote cabeza negra, *Coragyps atratus* (Cathartidae) y su comparación con otros Cathartidae del noroeste de la Patagonia. Tesis doctoral, Universidad Nacional de La Plata, Argentina.

Fagan, J. y O. Komar. 2016. Field Guide to Birds of Northern Central America. Ilus. R. Dean y P. Burke. Peterson. New York. 438

IUCN. 2025. *Catharthes aura*. The IUCN Red List of Threatened Species 2025. Versión 2025-1. En: https://www.iucnredlist.org. Consultado 25 julio de 2025.

Kelly, N. E., D.W. Sparks, T. L. DeVault y O. E. Rhodes. 2007. Diet of Black and Turkey Vultures in a Forested Landscape. *The Wilson Journal of Ornithology* 119 (2): 267-270.

Ortiz, N. D., R. Flores y G. Cabrera. 2020. Monitoreo de la lora cabeza-amarilla (*Amazona oratrix*) y otros psitácidos en el subsistema de áreas protegidas Cuyamel-Omoa (SAPCO). Informe técnico. Proyecto Bosques, Biodiversidad y Desarrollo Comunitario. Honduras.

Monge, J. 2016. Diversidad y taxonomía de roedores de Nicaragua. *La Calera* 16 (26): 14-20.

Quick, J.S., H. K. Reinert, Cuba E. R. de y R. A. Odum. 2005. Recent Occurrence and Dietary Habits of Boa Constrictor on Aruba, Dutch West Indies. *Journal of Herpetology* 39 (2): 304-307.

Ramsar. 2009. Ficha informativa de los humedales de RAMSAR (FIR) Versión 2009-2014 Sistema de Humedales Cuyamel-Omoa. Elaborado por Yánez, R. H. F. y G. C. Martínez. En: https://rsis.ramsar.org/RISapp/files/RISrep/HN2133RIS. Consultado 30 julio de 2025.

Reinert, H. K., A. E. Leto, J. A. Tumaliuan, S. Jackrel, W. I. Lutterschmidt, L. M. Bushar y R. A. Odum. (2021). A Long-term Dietary Assessment of Invasive *Boa constrictor* on Aruba. *Herpetological Conservation and Biology* 16(1): 211-224.

Rosales, O. 2021. Plan estratégico corredor biológico sostenible Cuyamel-Omoa Punta de Manabique. Gland, Suiza: UICN; Roma, Italia: CISP. En: https://www.euroclima.org/actualidad/noticia-bosque/1513-corredor-biologico-sostenible-en-guatemala-y-honduras-permite-enfrentar-el-cambio-climatico-y-resguardar-la-biodiversidad

Sánchez Zapata, J. A. 2012. Buitres y servicios ecosistémicos: investigación aplicada a la conservación de la biodiversidad y los procesos ecológicos. *Eubacteria* 29:1-2.

Teta, P. y J. P. Jayat. 2021. Claves de identificación para roedores múridos de Argentina. *Therya* 12(3): 501-526.

Villalobos-Chaves, D., J. D. Ramírez-Fernández, E. Chacón-Madrigal, W. Pineda-Lizano y B. Rodríguez-Herrera. 2016. Clave para la identificación de los roedores de Costa Rica. Escuela de Biología, Universidad de Costa Rica, Ciudad Universitaria Rodrigo Facio, Costa Rica.

Wildlife Conservation Society, (WCS). 2021. Lista roja de especies amenazadas de Honduras. Tegucigalpa, Honduras. En: https://es.scribd.com/document/731004780/Informe-Final-Lista-Roja-Honduras-2021.

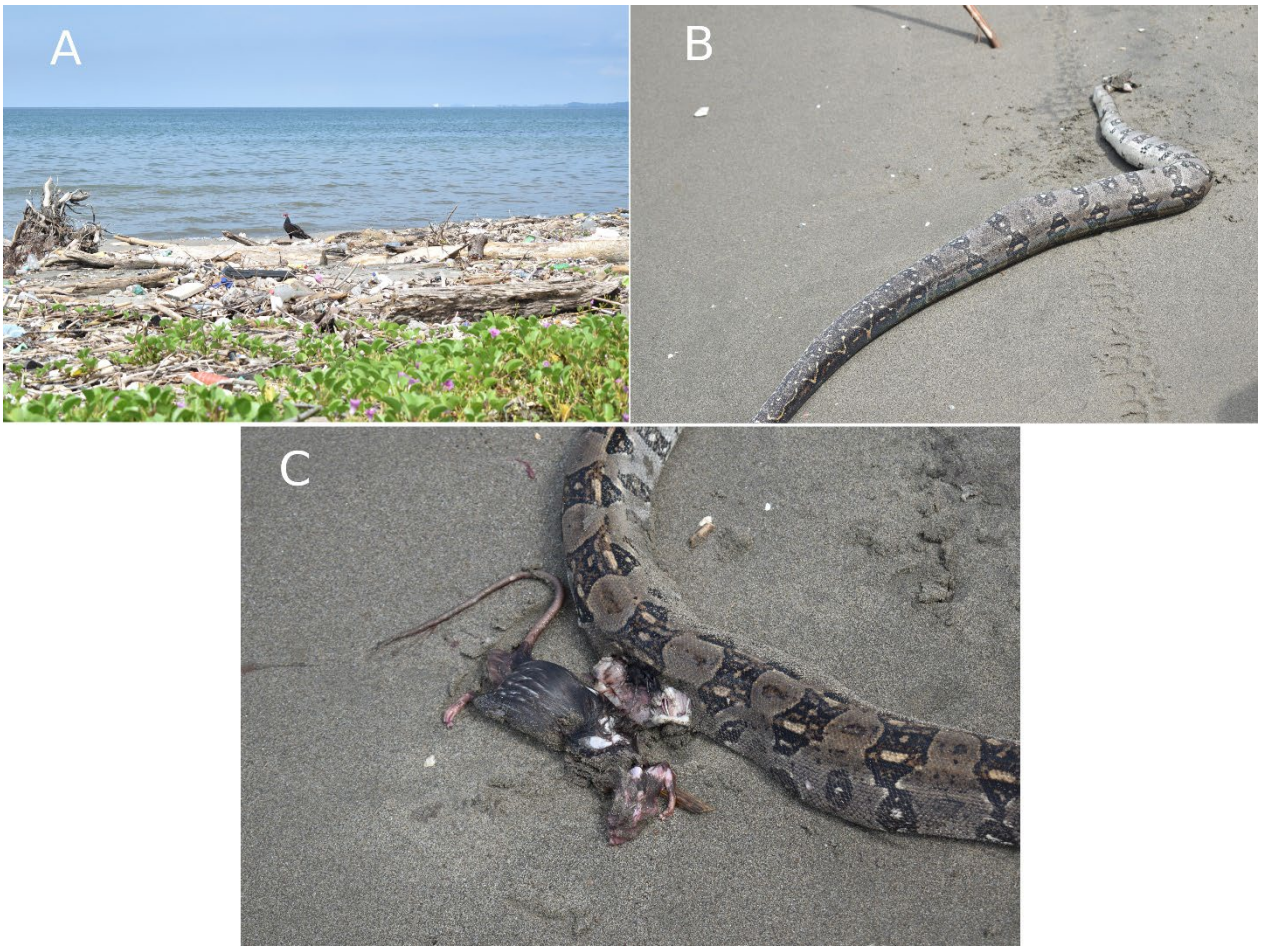


*Figura 1. A) Zopilote Cabeza Roja (*Cathartes aura*) observado en el Refugio de Vida silvestre Cuyamel. B) Serpiente boa (*Boa imperator*) muerta en la playa de Barra Motagua. C) Rata Negra (*Rattus rattus*) extraída del interior del ejemplar de boa.*

ZELEDONIA
Boletín de la Asociación Ornitológica de Costa Rica

Registro de depredación de *Aspidoscelis gularis* (Huico Pinto del Noreste) por *Glaucidium brasilianum* (Tecolote Bajeño) en Ciudad Madero, Tamaulipas, México.

Predation record of Aspidoscelis gularis (Texas Spotted Whiptail) by Glaucidium brasilianum (Ferruginous Pygmy-owl) in Ciudad Madero, Tamaulipas, Mexico.

Antonio Fernández López[1]

Recibido: 8 de agosto, 2025. **Revisado**: 2 de noviembre, 2025. **Aceptado**: 6 de noviembre, 2025.

El Tecolote Bajeño (*Glaucidium brasilianum*) es un ave rapaz mayormente diurna que se distribuye desde una pequeña porción del sur de Arizona y sureste de Texas en Estados Unidos, el Golfo de México, y las vertientes atlántica y pacífica hasta Argentina (Arizmendi y Valiente 2006, Floy 2008, Howell y Webb 1995). Es una especie pequeña que no suele superar los 20 cm de largo y un peso aproximado de 70 g. Ocupa distintos ambientes con vegetación abierta o semiabierta como matorrales, pastizales, tierras de cultivo con árboles dispersos, así como zonas urbanas entre otros. Los registros de sus hábitos alimenticios indican una amplia variedad de presas como invertebrados, reptiles, aves y mamíferos (Carrera *et al*. 2008, Proudfoot y Beasom 1997, Sánchez 2013, Sarasola y Santillán 2014). Sin embargo, la composición de presas está en función de la disponibilidad y tipos en las distintas regiones donde se distribuye.

El Huico Pinto del Noreste (*Aspidoscelis gularis*) se distribuye desde el sur de Oklahoma hacia Texas en Estados Unidos. En México, se ha registrado en el altiplano (p.ej., Chihuahua, Sonora, Durango, Nuevo León, San Luis Potosí, Zacatecas, Jalisco, Aguascalientes, Querétaro, Guanajuato, Michoacán, Hidalgo, Veracruz y Tamaulipas). Esta es una lagartija de hábitos diurnos que supera los 60 mm de longitud (hocico-cloaca), en la que los

[1] Investigador independiente. Retorno Esgrima 4820, Col. Unidad Magisterial México 68, C.P. 72300, Puebla, Puebla, México. Email: antoferlo@gmail.com

machos son de mayor tamaño que las hembras. Ocupa hábitats variados como sitios rocosos, arenosos, pastizales, matorrales e incluso zonas agrícolas. Se alimenta de diversas especies de invertebrados y es presa de serpientes como la culebra *Masticophis taeniatus* (Lemos y Smith 2008, Pérez-Almazán *et al*. 2014).

Narración del evento. El 6 de julio de 2023, alrededor de las 10:00 h, en Ciudad Madero, Tamaulipas, México (22°16'30.45"N y 97°47'45.58"O; 5 msnm), se observó un ejemplar adulto de *G. brasilianum* perchado en un árbol de casuarina (*Casuarina equisetifolia*) a una altura aproximada de 4 m. En una de sus garras tenia a una lagartija *A. gularis*. La presa era un adulto a juzgar por su tamaño. La lagartija se encontraba muerta y constantemente el tecolote intentaba devorarla, sin embargo, era interrumpido por una pareja de carpinteros cheje (*Melanerpes aurifrons*) que hacían llamados de alerta al tiempo que volaban de un árbol a otro en las inmediaciones. Después de 5 min, el tecolote cambio de rama a una altura un poco más baja que la anterior, de modo que se pudo observar la escena con mayor claridad y obtener evidencia fotográfica. Transcurridos algunos minutos más, el tecolote comenzó a devorar a la lagartija, pero al ser interrumpido nuevamente por la pareja de pájaros carpinteros, voló con su presa para alejarse hasta que se perdió de vista.

Durante algunos recorridos en la zona del evento, ese mismo día, se observaron numerosos ejemplares de Huico Pinto del Noreste, así como cuatro individuos más de Tecolote Bajeño, sugiriendo que se trata de dos especies bien adaptadas a ambientes urbanos, aunque con presencia de algunas áreas verdes como jardines, parques y terrenos baldíos que usan como hábitats. No encontramos evidencia en la literatura documentada para México sobre la depredación de *A. gularis* por parte de *G. brasilianum*, aunque encontramos un registro para el sur de Texas, donde Proudfoot y Beasom (1997) reportaron que *A. gularis* forma parte de la dieta de *G. brasilianum* en esa región. El nuestro sería el primer registro documentado y con evidencia fotográfica de depredación de *A. gularis* por *G. brasilianum* para México.

Referencias

Arizmendi, M. C. y B. A. Valiente. 2006. *Aves de la Reserva de la Biósfera Tehuacán-Cuicatlán*. Ilus. M. A. Pineda. UNAM, CONABIO. México, D.F.

Carrera, J. D., F. J. Fernández, F. P. Kacoliris, L. Pagano e I. Berkunsky. 2008. Field notes on the breeding biology and diet of ferruginous pygmy owl (*Glaucidium brasilianum*) in the Dry Chaco of Argentina. *ORNITOLOGÍA NEOTROPICAL*. 19: 315-319.

Floy, T. 2008. *Smithsonian Field Guide to the Birds of North America*. Collins. New York.

Howell, S. N. y S. Webb. 1995. *A Guide to the Birds of Mexico and Northern Central America*. Oxford University Press. New York.

Lemos-Espinal, J. A. y H. M. Smith. 2008. *Anfibios y reptiles del estado de Coahuila, México*. UNAM. University of Colorado at Boulder. CONABIO. México.

Pérez-Almazán, C., M. A. Balderas-Plata, N. L. Manríquez-Morán, U. D. Madrigal, X. A. Némiga. 2014. Distribución potencial del complejo Aspidoscelis gularis (Squamata: Teiidae) en México. *CienciaUAT*. 9(1): 15-22.

Proudfoot, G. A. y S. L. Beasom. 1997. Food habits of nesting ferruginous pygmy-owls in southern Texas. *Wilson Bulletin* 109 (4): 741-748.

Sánchez, S. S. 2013. Depredación de una lagartija Anolis (*Norops sagrei*) por un tecolote bajeño (*Glaucidium brasilianum*) en México. *Zeledonia*. 17 (2): 68-71.

Sarasola, J.H. y Santillán, M.A. (2014). Spatial and temporal variations of the feeding ecology of ferroginous pygmy-owls (*Glaucidium brasilianum*) in semiarid forests of central Argentina. *Journal of Arid Environments*. 109: 39-43.

Figura 1. *Ejemplar de* Aspidoscelis gularis *capturado por* Glaucidium brasilianum *en Ciudad Madero, Tamaulipas, México.*

ZELEDONIA
Boletín de la Asociación Ornitológica de Costa Rica

Active nest of a Rufous-tailed hummingbird (Amazilia tzacatl) largely made of plastic

Nido activo de un Colibrí Colirrufo (Amazilia tzacatl), construido en gran parte con plástico

Dallas R. Levey [1] and Gerardo Avalos[2,3]

Received: July 30th, 2025. **Corrected**: November 19th, 2025. **Accepted**: November 21st, 2025.

Bird species in urban ecosystems face challenges in each facet of their natural history, including in the utilization of nesting materials. When the availability of preferred natural nest materials in urban settings is reduced, bird species have shown the capacity to incorporate anthropogenic materials, such as plastic, into nest construction (Jagiello *et al.*, 2019; Sheard *et al.* 2024). Given the growing problem of plastic pollution and its negative impacts on nesting birds (Jagiello *et al.* 2019), records from hummingbirds, where evidence remains extremely limited (Avalos 2024), are especially important.

Here, we describe the structure of a Rufous-tailed Hummingbird (*Amazilia tzacatl*) nest made with plastic fibers from San José, Costa Rica. We discuss the commonness of plastic use in bird nests and highlight the dearth of evidence in hummingbirds (Avalos 2024). We then speculate on mechanisms that may drive the usage of plastic fibers in the Rufous-tailed Hummingbird (Avalos 2024). We consider the incorporation of plastic as a nesting material under scenarios where 1) the use of plastic occurs when natural fibers in highly urban and managed areas are less common, and 2) the use of plastic may be advantageous to better camouflage the nest from predators within highly urban microhabitats, where plastic pollution, especially long and thin plastic fibers, are commonly seen along road- and riverways. The incorporation of

[1] Department of Biology, Stanford University, 327 Campus Drive, Stanford, CA, 94305, USA. Email drlevey@stanford.edu
[2] Escuela de Biología, Universidad de Costa Rica, Apdo 11501-2060 San Pedro, San José, Costa Rica. Email: Gerardo.avalos@ucr.ac.cr
[3] Center for Ecological Resilience Studies, The School for Field Studies, Apdo 150-4013 Atenas, Costa Rica. Email: gavalos@fieldstudies.org

plastics as a nesting material could also be opportunistic and could be considered as advantageous in terms of less energy expenditure considering a material that is becoming increasingly abundant.

On July 12, 2025, we photographed (Nikon COOLPIX P950) a Rufous-tailed Hummingbird (*A. tzacatl*) on a nest and incubating two white eggs (Figure 1A, 1B, 1C). The nest was located along the entrance driveway to the Hotel Ave del Paraiso, located in San Pedro, San José, Costa Rica (9°56'15.6"N 84°03'14.2"W, 1,200 masl). The surrounding habitat was urban development interspersed with gardens and isolated trees. A nearby urban stream (Quebrada Los Negritos) runs adjacent to the hotel within the University of Costa Rica campus. The woodland consisted mostly of planted trees, including several Rainbow Eucalyptus (*Eucalyptus deglupta*), Pine (*Pinus caribaea*), and Mango trees (*Mangifera indica*). The garden and landscaping areas of the hotel contained planted non-native bamboos, ornamental bushes and small shrubs (*Codiaeum variegatum*) and flowering Zingberales from the *Heliconia* (*H. rostrata*, *H. caribaea*, and *H. bihai*), *Strelitzia* (*S. reginae*), *Musa* (*M. velutina*), and *Alpinia* (*A. purpurata*) genera. The ground cover around the nest was dominated by impervious surfaces, including parking lots, driveways, city streets, and the Ruta Nacional Primaria Highway 39.

The nest was constructed on a vertical fork of an ornamental *C. variegatum* plant, 1.85 m above ground (Figure 1A). After initial observations and photographing, the adult female flushed from the nest. We observed and photographed two white eggs in the nest and the nest structure and materials (Figure 1B). When we revisited the site on August 12, 2025, one month after the initial observation, the nest remained active, containing two chicks tightly nestled within the cup (Figure 1C). By August 29, the nest was empty. We subsequently collected the nest for measurement and deposited it in the nest collection of the National Museum of Costa Rica.

Two plastic strands extending from the lower base of the nest were unusually long, 24 and 13 cm, respectively (Figures 1A and 2A), and projected outward like banners. These strands likely originated from plastic bags commonly used to package rice, beans, and other grains, and their color closely matched the lichens lining the nest's exterior. Comparable projections of straw and grass leaves have been reported in other *Amazilia* nests (Avalos 2024), where they may serve as camouflage by mimicking hanging leaves or moss strands. The plastic nest described here also contained a few seeds, possibly from Asteraceae, embedded along the upper rim. Plant reproductive structures (such as pappus and seeds) are relatively common in hummingbird nests, supporting the hypothesis of a mutualistic interaction (i.e., synzoochory, Osorio-Zuñiga *et al.* 2014; Fontúrbel *et al.*, 2021; Silva 2025) that may facilitate the dispersal of angiosperms, mosses, and even lichens. The cup itself was reinforced by stiff, narrow twigs forming the nest frame, although most of its volume consisted of plastic fibers (probably polyester; Figure 2B). The nest was attached to supporting plant branches with spider webs, while

lichens lined the outer surface. Spider webs act as an adhesive material and may also deter ectoparasites from reaching the female and chicks (Ortiz *et al.* 2022).

The shape, dimensions, and overall structure of this plastic nest closely resembled those of nests built with natural materials (Table 1; Avalos 2024). However, unlike natural nests, the artificial nest was highly flexible, and when active, the chicks fit tightly within the cup (Figure 1C). This flexibility likely explains why the internal cavity was smaller than that of natural nests, although larger than the previously described plastic nest. Very likely, the cavity was compressed downward during use.

The presence of *A. tzacatl* nests built with plastic is evidence of the increasing interaction of birds with anthropogenic waste and raises questions about possible advantages (camouflage, temperature isolation) and risks (toxins, entanglements, exposure to predators; Jagiello *et al.*, 2023). Some hummingbird species are opportunists, and the incorporation of non-plant material such as manufactured cotton, feathers and sheep hairs have been described before (Calvelo *et al.*, 2006) and is likely more common in urban environments (Lindwedel-Cruz, 2023; Sheard *et al.* 2024). Rufous-tailed Hummingbirds are opportunists and are abundant in open habitats, including woodland in urban areas, due to their flexibility in using variable nesting sites and materials (Levey *et al.* 2021; 2023; Levey and Arizmendi 2021; Avalos 2024). In shopping markets, and even over internet, wire cages filled with cotton fibers are sold to attract hummingbirds and encourage them to nest in gardens. The ability of hummingbirds to use these materials highlights the plasticity and opportunistic behavior of hummingbird species such as *A. tzacatl* in using plastics in nest construction. Documenting the structure and composition of such nests, as well as their potential association with urban habitats, is a crucial first step toward assessing the impact of urbanization and the associated plastic pollution on wild bird populations. This phenomenon indicates the need to evaluate their impact on reproductive success and urban ecology (Avalos 2024).

Records of Rufous-tailed Hummingbird nests built predominantly with plastic fibers underscore the increasing use of anthropogenic materials in urban environments. This behavior highlights the remarkable adaptability and opportunism of hummingbirds but also raises questions about potential ecological costs and benefits. Systematic studies are urgently needed to quantify nest material composition, assess their effects on reproductive success, and evaluate broader implications for hummingbird populations in urban landscapes. Such research is crucial for understanding how urbanization influences hummingbird breeding behavior and for informing conservation strategies that promote cities sustaining healthy avian populations.

Acknowledgements

We thank Department of Biology at Stanford University for funding, Silvia Bolaños Redondo for comments on the manuscript, and Hotel Ave del Paraíso for their kindness giving access to the nest.

References

Avalos, G. 2024. Description of a Rufous-tailed Hummingbird (*Amazilia tzacatl*) nest built with plastic fibers. *Zeledonia* 28:30-36.

Calvelo, S., Trejo, A., and Ojeda, V. 2006. Botanical composition and structure of hummingbird nests in different habitats from northwestern Patagonia (Argentina). *Journal of Natural History* 40(9-10):589-603.

Fontúrbel, F. E., Osorio, F., Riffo-Donoso, V., Carvallo, G. O., and Rydin, H. 2021. Cryptic interactions revisited from ecological networks: Mosses as a key link between trees and hummingbirds. *Functional Ecology* 35(1):226-238.

Jagiello, Z., Dylewski, Tobolka, M. and Aguirre, J.I. 2019. Life in a polluted world: a global review of anthropogenic materials in bird nests. *Environmental Pollution* 251:717-722.

Jagiello, Z., Reynolds, S. J., Nagy J., Mainwaring M. C. and Ibáñez-Álamo J. D. 2023. Why do some bird species incorporate more anthropogenic materials into their nests than others? *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 37820220156. http://doi.org/10.1098/rstb.2022.0156

Levey, D.R. and Arizmendi, M.del.C. 2021. A possible interspecific feeding event of two hummingbird species in southeast Mexico. *The Wilson Journal of Ornithology* 133:333-339.

Levey, D.R., Estrada, A., Enríquez, P.L. and Navarro-Sigüenza, A.G. 2021. The importance of forest-nonforest transition zones for avian conservation in a vegetation disturbance gradient in the northern Neotropics. *Tropical Conservation Science* 14:194008292110080. https://doi.org/10.1177/19400829211008087

Levey, D.R., Patten, M.A. and Estrada, A. 2022. Bird species occupancy trends in Southeast Mexico over 1900–2020: Accounting for sighting record absences. *Journal of Animal Ecology* 92:606-618. https://doi.org/10.1111/1365-2656.13871

Lindwedel-Cruz, A. 2023. Composición del material de los nidos de aves urbanas en ciudades del Neotrópico. *Zeledonia* 27(2):48-61.

Ortiz, D.M., Suárez-Rodriguez, M., y Garcia, C.M. 2022. Las telarañas, insospechadamente importantes en la construcción de nidos, al entorpecer el movimiento de los ectoparásitos. *Ecosistemas* 31(1):2180-2180.

Osorio-Zuñiga, F., Fontúrbel, F.E., and Rydin, H. 2014. Evidence of mutualistic synzoochory between cryptogams and hummingbirds. *Oikos* 123(5):553-558.

Sheard, C., Stott, L., Street, S.E., Healy, S.D., Sugasawa, S., and Lala, K.N. 2024. Anthropogenic nest material use in a global sample of birds. *Journal of Animal Ecology* 93(6):691-704.

Silva, L.B.D. 2025. Anemochoric seeds in the nest: expanding the view on seed dispersal by birds. *Ornithology Research* 33(1):33.

Table 1. Comparison of the dimensions of the plastic nest described here with those of the plastic nest reported by Avalos (2024) and 14 nests constructed from natural materials (values are presented as averages ± S.D., all in cm). Adapted from Avalos (2024).

Nest type	Maximum width	Maximum length	Width of nest aperture	Depth of cavity	Width of nest border
Plastic nest described by Avalos (2024)	5.5	5	4	0.5	1.5
Plastic nest (this study)	5.39	5.68	3.61	1	0.96
Nests built with natural materials (N = 14)	4.86 (0.5)	4.04 (1.4)	3.5 (0.72)	2.08 (0.46)	1.04 (0.36)

Figure 1. *Rufous-tailed Hummingbird (*A. tzacatl*) nest with plastic materials and eggs from San José, Costa Rica on July 12, 2025. In (A), the female is on the nest incubating the two eggs. The nest cup contains a typical structure, including plant fibers weaved into a tight cup and adorned with lichens on the exterior. Hanging from the base of the nest are at least two long strands of plastic that are weaved into the base of the nest and wrapped around one of the branch forks. (B) Two white eggs in the nest cup, which are atop a soft layer of cotton-like materials. (C) Two chicks tightly accommodated in the plastic nest on August 12, 2025.*

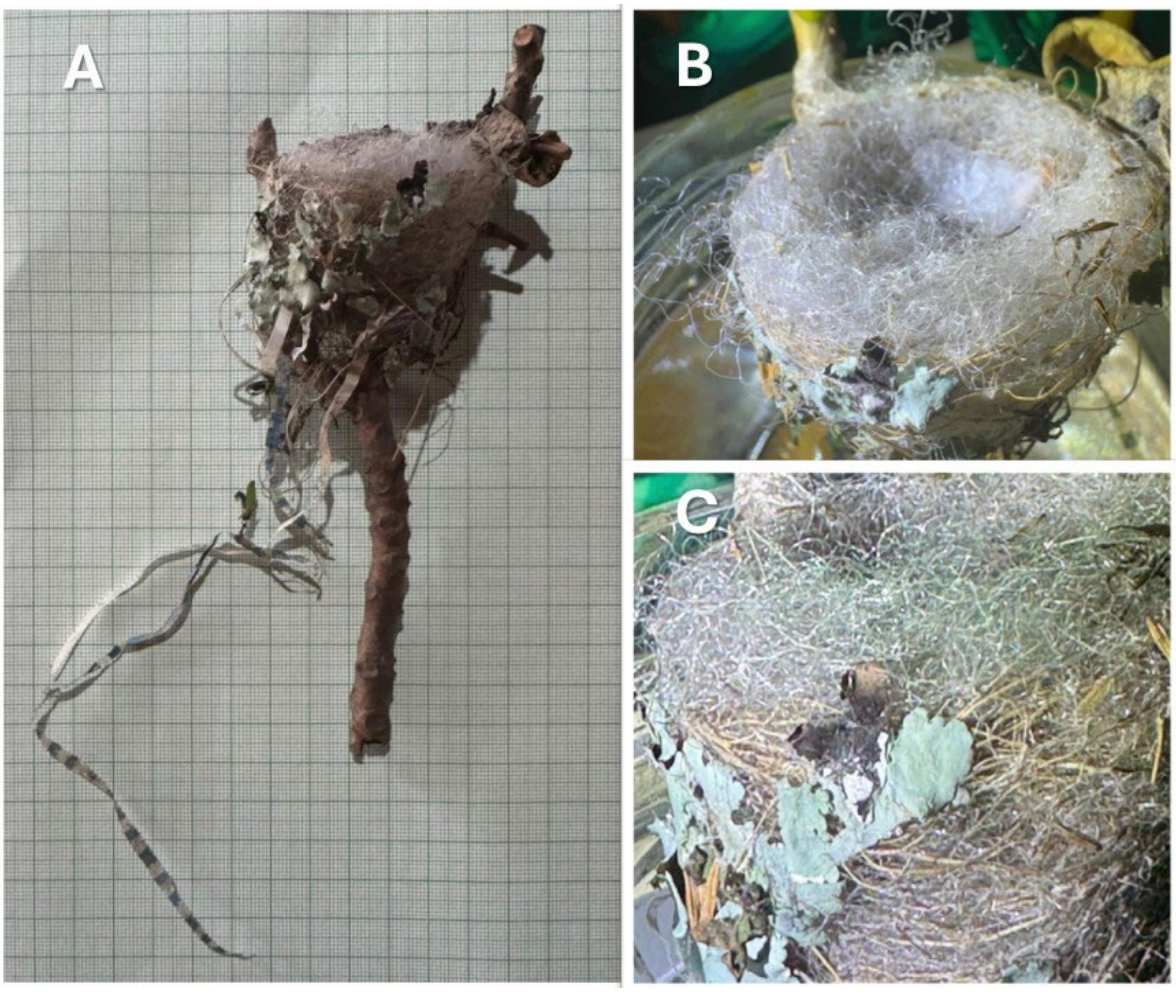


Figure 2. Detailed structure of the plastic nest of the Rufous-tailed Hummingbird (A. tzacatl*). (A) Size of the nest cup and length of the plastic strands acting as banners (the background grid is divided into 1 cm^2 squares). (B) Interior of the plastic nest showing a rectangular piece of material to the right side resembling a cigarette filter. (C) Detail of one side of the nest showing the polyester strands forming the bulk of the nest, together with the twigs that make up the nest frame.*

ZELEDONIA
Boletín de la Asociación Ornitológica de Costa Rica

Nuevos registros de coloración aberrante en dos especies de Túrdidos en México

New records of aberrant coloration in two species of Thrushes in Mexico

Araceli J. Rodríguez-Casanova[1], Dante A. Hernández-Sedas[2], Dante A. Hernández-Silva[3] e Iriana Zuria[1]

Recibido: 29 de enero, 2025. **Revisado**: 2 de noviembre, 2025. **Aceptado**: 21 de noviembre, 2025.

Resumen

Reportamos dos nuevos registros de individuos de la familia Turdidae con coloración aberrante en el plumaje, particularmente la denominada "despigmentación progresiva" también conocida como canoso progresivo. El primer individuo fue un Mirlo Primavera (*Turdus migratorius*) observado el 26 de junio del 2020, en el Parque Nacional El Chico, Hidalgo. El segundo individuo fue un Mirlo Pardo (*T. grayi*) observado el 8 de octubre de 2022, en un parque urbano en la ciudad de Tapachula, Chiapas. En otros países se han reportado varios casos de coloración aberrante para esta familia, pero en México solo existe un caso previamente documentado. Nuestros registros aportan información al conocimiento sobre las especies de aves con coloración aberrante. En los últimos años se ha observado un incremento en el número de reportes de aves con aberraciones. Aún falta mucha información para entender este fenómeno y sus efectos adaptativos.

Palabras clave: Chiapas, Hidalgo, despigmentación progresiva, canoso progresivo, Turdidae

Abstract

We report two new records of individuals of the family Turdidae with aberrant plumage coloration, particularly the so-called "progressive depigmentation" also known as progressive graying. The first individual was an American Robin (*Turdus migratorius*) observed on June 26, 2020, in El Chico National Park, Hidalgo. The second individual was a Clay-colored Thrush (*T. grayi*) observed on October 8, 2022, in an urban park in the city of

[1] Laboratorio de Interacciones, Centro de Investigaciones Biológicas, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Carretera Pachuca-Tulancingo km. 4.5 Ciudad del Conocimiento, Mineral de la Reforma, Hidalgo. C.P. 42184, México. E-mail: izuria@uaeh.edu.mx

[2] Centro de Bachillerato Tecnológico Agropecuario No. 60. Carretera Cd. Hidalgo-Tapachula Km. 6, El Paraíso, Ciudad Hidalgo, Chiapas. C.P. 30840.

[3] Licenciatura en Biología. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Carretera Pachuca-Tulancingo km. 4.5 Ciudad del Conocimiento, Mineral de la Reforma, Hidalgo. C.P. 42184, México.

Tapachula, Chiapas. In other countries several cases of aberrant coloration have been reported for this family, but in Mexico there is only one previously documented case. Our records contribute information to the knowledge about the species of birds with aberrant coloration. In recent years there has been an increase in the number of reports of birds with aberrations. There is still a lack of information to understand this phenomenon and its adaptative effects.

Key words: Chiapas, Hidalgo, progressive depigmentation, progressive graying, Turdidae

Introducción

En América se ha documentado que la familia Turdidae presenta un sustancial número de casos de individuos con aberración en el plumaje (Gross 1965). Específicamente se ha visto una mayor incidencia en las especies del género *Turdus*, siendo el Mirlo Primavera (*Turdus migratorius*), la especie con el mayor número de casos documentados en Norteamérica (E.U.A, Gross 1965 y Canadá, Zitani *et al*. 2020). Para la familia Turdidae en la región neotropical, se ha observado un incremento en el número de registros en los últimos años incluyendo varias especies en diversos países, entre ellas *T. falcklandii* en Chile (Fuentes y González-Acuña 2011), *T. fuscater* en Colombia (Rodríguez-Pinilla y Gómez-Martínez 2011), *T. fuscater, T. maculirostris* y *T. serranus* en Ecuador (Cadena-Ortiz *et al*. 2015), *T. chiguanco* en Argentina (Aráoz *et al*. 2012), *T. albicollis* y *T. rufiventris* en Brasil (Campos *et al*. 2008, Martins-Silva *et al*. 2016, Porto-Rödel *et al*. 2020) y *T. grayi* en Costa Rica y Honduras (Mora y López 2019, Hernández *et al*. 2020).

Particularmente para México, los reportes de individuos de aves con coloración aberrante también se han incrementado, y existen casos documentados para aves Passeriformes de las familias Icteridae, Mimidae, Tyrannidae, Fringillidae, Passerellidae y Passeridae (Rodríguez-Ruiz *et al*. 2017, Tinajero *et al.* 2018; Gómez-Garduño *et al*. 2022, Rodríguez-Ruíz 2021, Salgado-Flores y Rodríguez Ruiz 2022). Sin embargo, de las ocho especies de túrdidos que se distribuyen en el país (Howell y Webb 1995) solo existe el reporte de un individuo con leucismo parcial (Reséndiz-Cruz y Caballero-Jiménez 2016), que fue reclasificado como canoso progresivo (Tinajero *et al*. 2018).

Debido a la dificultad para reconocer el tipo particular de aberración en aves silvestres, muchos individuos han sido clasificados erróneamente, siendo el leucismo la aberración que ha presentado más inconsistencias, ya que se han incluido en esta categoría individuos con aberración de tipo canoso progresivo en primer lugar, seguido por aberraciones tipo ino, dilución y marrón (Tinajero *et al*. 2018). En todos estos casos se presenta una falta total o parcial de la melanina en las plumas, provocando plumaje blanco o más claro (van Grouw 2013, 2021); de ahí la confusión.

El leucismo es un trastorno genético que altera la producción de melanina (van Grouw 2021), mientras que la aberración de tipo canoso progresivo, también conocida como despigmentación progresiva, es un trastorno relacionado a la edad que se caracteriza por una reducción en la pigmentación lo que ocasiona plumas blancas y gris claro que

cambian con el tiempo, es decir, ocurre la pérdida paulatina de las células pigmentarias con lo cual la cantidad de plumas blancas aumenta a través de la muda (Rodríguez-Ruiz *et al*. 2017). Por esta razón, reconocer el patrón en la presencia de las plumas blancas en el ave resulta útil para distinguir entre ambos tipos de coloración aberrante, ya que el leucismo genera un patrón bilateral simétrico y se muestra principalmente en las alas, vientre y cabeza, mientras que en la despigmentación progresiva, las plumas blancas están mezcladas con plumas normales mayormente en la cabeza, espalda y costados (van Grouw 2013).

El Mirlo Primavera (*Turdus migratorius*) es una especie con afinidad a la región Neártica; se distribuye ampliamente desde Alaska hasta la región sur de México (Howell y Webb 1995). Es una especie frecuente en zonas de bosque, jardines, zonas residenciales y parques (Howell y Webb 1995, Vanderhoff *et al*. 2020). Los adultos no presentan dimorfismo sexual, tienen el pico amarillo intenso, ojos cafés oscuro, patas grisáceas, cabeza y dorso gris pizarra, la cabeza, alas y cola son más oscuras, presenta un anillo ocular blanco incompleto, la garganta blanca con rayas negras, el pecho, vientre y costados son rojizos con plumas blanquecinas en la parte inferior del vientre y hacia la cola.

Por su parte, el Mirlo Pardo (*Turdus grayi*) es una especie con afinidad a la región Neotropical; se distribuye desde el extremo sur de E.U.A. a través de la región sureste de México y hasta el norte de Colombia (Howell y Webb 1995). Habita en áreas semiabiertas, cultivos, jardines, bosques y alrededor de viviendas (Howell y Webb 1995, Panwar *et al*. 2023). Los adultos no presentan dimorfismo sexual, tienen pico amarillo claro, ojos rojos oscuros, patas color carne opaco, plumaje café a marrón oscuro, con pecho y vientre pardos y la garganta es color beige con rayas café (Howell y Webb 1995).

En la presente nota documentamos dos individuos de la familia Turdidae con coloración aberrante tipo despigmentación progresiva, que representan de los primeros registros de túrdidos para México. Con esta información contribuimos al conocimiento de la incidencia de la coloración aberrante en el plumaje de las aves.

Métodos

Los individuos fueron observados con binoculares Nikon Monarch 7 (8x42 mm) y Celestron Nature DX (8x56 mm). Se obtuvo evidencia fotográfica con cámaras Nikon p1000 y Nikon D5600. La determinación taxonómica se realizó con base en Howell y Webb (1995). Para determinar el tipo de anomalía se revisaron las propuestas y terminología de Mahabal *et al*. (2016), Rodríguez-Ruiz *et al*. (2017), Tinajero *et al*. (2018) y van Grouw (2013, 2018, 2021).

El registro del Mirlo Primavera (*T. migratorius*) ocurrió dentro del Parque Nacional El Chico (PNEC; 20°10'57.63"N, 98°42'59.54"O), ubicado al sureste del estado de Hidalgo, con altitudes entre los 2,320 y los 3,090 msnm. El PNEC presenta una cobertura con vegetación de bosque de oyamel (*Abies religiosa*) y bosque de coníferas con especies de los géneros *Pinus, Cupressus, Juniperus* y *Taxus* (SEMARNAT 2018).

El registro del Mirlo Pardo (*T. grayi*) sucedió en un parque urbano en la ciudad de Tapachula, Chiapas (14°53'36.32"N, 92°16'9.92"O), a una altitud de 153 msnm. El parque presenta una superficie conformada por edificaciones y caminos asfaltados. La vegetación circundante corresponde a arbolado traslocado nativo y exótico para la región, representado por 37 especies arbóreas, entre ellas, el árbol de hule (*Castilla elastica*), apachite (*Sabal mexicana*), ceiba (*Ceiba pentandra*), jacaranda (*Jacaranda mimosifolia*) y cedro rojo (*Cedrella odorata*).

Resultados y discusión

El primer individuo observado fue un adulto de Mirlo Primavera (*T. migratorius*; Figura 1A-B) observado por primera vez el 26 de junio de 2020 a las 13:17 h en el PNEC. El individuo estuvo alimentándose entre la vegetación herbácea junto con un individuo con coloración normal. Durante seis semanas se dio seguimiento a este individuo que se mantuvo en el área de observación en un radio aproximado de 100 m. En la mayoría de las ocasiones fue encontrado con un segundo individuo adulto con plumaje normal, inclusive presentó comportamiento de acarreo de alimento. Las características para determinar que se trataba de una aberración tipo despigmentación progresiva fueron las plumas blancas sin patrón bilateal en el pecho y vientre, cuello, espalda y plumas secundarias, que presentaron bordes blancos, mientras que, los ojos, pico y tarsos mostraron coloración normal (Figura 1A-B).

El segundo individuo registrado fue un adulto de Mirlo Pardo (*T. grayi*; Figura 1C-D) observado el 8 de octubre de 2022 a las 17:30 h en la ciudad de Tapachula. Durante la observación el individuo estuvo con un grupo de túrdidos (seis individuos) todos con coloración normal, con los cuales estuvo alimentándose en la vegetación herbácea. Al detectar nuestra presencia, volaron a los árboles y el individuo con aberración se mantuvo perchando por unos 12 minutos, mientras realizó las siguientes actividades: movimientos de alerta con la cabeza y cola, acicalamiento del plumaje de la espalda y desplazamiento corto entre las ramas. Las características para determinar que se trataba de un individuo con aberración tipo despigmentación progresiva fueron la presencia de plumas blancas mezcladas con plumas normales en la nuca, rabadilla y plumas de la cola (con un patrón de color blanco en el borde de la pluma), mientras que, los ojos, pico, y tarsos presentaron coloración normal (Figura 1C-D). El 23 de diciembre de 2022 a las 17:37 horas, encontramos al mismo individuo, que conservaba las mismas características del plumaje desde la primera observación. Se realizó el seguimiento del individuo durante 18 minutos, mientras el ave se alimentaba en el pasto para luego percharse entre el arbolado.

Ambos registros incrementan los casos documentados de aberración en el plumaje tipo despigmentación progresiva para la familia Turdidae. Representan el primer caso de aberración en el plumaje para el Mirlo Primavera (*T. migratorius*) y el segundo caso reportado para el Mirlo Pardo (*T. grayi*) en México. Determinamos que los individuos observados fueron adultos, y no presentaron cambios en el

plumaje durante las semanas en que se realizaron los monitoreos, ya que se reconoce que los cambios ocurren a largo plazo e involucran la muda de las plumas, después de la cual se espera un aumento en la cantidad de plumas blanquecinas. También es notoria la ubicación de los individuos pues uno fue observado al interior de un Área Natural Protegida, y el otro, en un parque urbano.

Existen otros casos documentados de túrdidos con coloración aberrante en el Neotrópico, incluyendo sitios al interior de áreas naturales (Aráoz *et al*. 2012, Mora y López 2019, Reséndiz-Cruz y Caballero-Jiménez 2016). Para esta familia se ha visto que los individuos con coloración aberrante ocurren con menos frecuencia en áreas urbanas y agrícolas contrario a lo reportado para otras familias de aves (Rodríguez-Ruíz *et al*. 2017). El único reporte previo que existe para México corresponde a *T. grayi* (Reséndiz-Cruz y Caballero-Jiménez 2016) y se había considerado como leucismo parcial. Posteriormente, fue reclasificado como canoso progresivo (Tinajero *et al*. 2018). La despigmentación progresiva (o canoso progresivo) se caracteriza por la presencia de plumas blancas dispersas mezcladas con plumas con coloración normal. Además, es una aberración común en individuos con plumaje marrón resultado de la melanina (van Grouw 2021). Debido a que es difícil distinguir entre el leucismo y la despigmentación progresiva, se recomienda dar seguimiento a los individuos durante el mayor tiempo posible. Sin embargo, en muchos casos estas observaciones son incidentales lo que dificulta su determinación precisa.

La coloración aberrante en el plumaje puede ocurrir por factores genéticos, causas ambientales, hábitos de alimentación, edad, enfermedades y exposición a parásitos (Guay *et al*. 2012). Es importante documentarlas pues son la base para futuros estudios que permitan determinar el origen y las causas. Se sugiere dar seguimiento y hacer énfasis en determinar las interacciones intra e interespecíficas, así como la longevidad de los individuos. Así mismo, incentivamos a científicos y observadores de aves a documentar los casos de coloración aberrante para poder determinar patrones de distribución y ocurrencias.

Agradecimientos

Agradecemos a los revisores por el tiempo dedicado y sus valiosas contribuciones para enriquecer el presente manuscrito. Agradecemos al CONAHCyT (Consejo Nacional de Humanidades, Ciencia y Tecnología) por la beca de doctorado recibida por AJRC (Número 665390).

Referencias

Aráoz, R., S. Aveldaño y D. Ortiz. 2012. Casos de plumajes aberrantes en tres especies de aves en Tucumán, Argentina. *Acta Zoológica* 56(1-2):159-166.

Cadena-Ortiz, H. F., D. Bahamonde-Vinueza, D. F. Cisneros-Heredia y G. Buitrón-Jurado. 2015. Alteraciones de coloración en el plumaje de aves silvestres del Ecuador. *ACI Avances* en *Ciencias e Ingenierías* 7(2):B75-B90. https://doi.org/10.18272/aci.v7i2.259

Campos, C., E. Aparecido, A. Cordeiro, T. Pongiluppi y F. de Barros. 2008. Record of a leucistic Rufous-bellied Thrush *Turdus rufiventris* (Passeriformes, Turdidae) in São Paulo City, Southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Ornitologia* 16(1):72-75.

Fuentes, D. y D. González-Acuña. 2011. Aberraciones cromáticas del plumaje en aves:

Nuevos reportes en Chile. *Boletín Chileno de Ornitología* 17(2):113-121.

Gómez-Garduño, O. Cayetano-Rosas, H., Bautista-Trejo, R. y J. E. Ramírez-Albores. 2022. Aberraciones en la coloración del plumaje en el Tecolote Llanero (*Athene cunicularia*) y en el Tordo Cabeza Café (*Molothrus ater*) en el centro de México. *Zeledonia Boletín de la Asociación Ornitológica de Costa Rica* 26(2):2022.

Gross, A. O. 1965. The Incidence of Albinism in North American Birds. *Bird-Banding* 36(2):67-71. https://doi.org/10.2307/4511145

Hernández, J., W. Gómez-Corea y L. Bejarano. 2020. First Record of Total Leucism in the Clay-colored Thrush (*Turdus grayi*, Aves, Passeriformes, Turdidae). *Caribbean Journal of Science* 50:242-246. https://doi.org/10.18475/cjos.v50i2.a6

Howell, S. N. G. y S. Webb. 1995. *A Guide to the Birds of Mexico and Northern Central America*. Oxford. Oxford University Press.

Mahabal, A., H. van Grouw, Murlidhar-Sharma R., y S. Thakur. 2016. How common is albinism really? Colour aberrations in Indian birds reviewed. *Dutch Birding* 38:301–309.

Martins-Silva, J., M. B. Vecchi y M. A. Alves. 2016. First Documented Records of White Plumage Aberration in the White-necked Thrush (*Turdus albicollis*). *The Wilson Journal of Ornithology* 128(4):931-935. https://doi.org/10.1676/15-133.1

Mora, J. M. y L. I. López. 2019. Leucismo parcial del yigüirro (*Turdus grayi*) en la Estación Biológica La Selva, Costa Rica. *Huitzil, Revista Mexicana de Ornitología* 20(1):e-510.

Panwar, P., A. Deshwal, R. Kannan, N. Collar y A. J. Spencer. 2023. Clay-colored Thrush (*Turdus grayi*), version 2.1. In Birds of the World (T. S. Schulenberg, B. K. Keeney y S. M. Billerman, Editors). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. https://birdsoftheworld.org/bow/species/clcrob/cur/introduction?lang=es

Porto-Rödel, R., G. Müller-Pozzebon, V. C. Bejarano-Vieira, D. Evangelho-Silva y L. Costa-Corrêa. 2020. New records of birds with aberrant plumage in Rio Grande Soul, Southern Brazil. *Revista de Ciências Ambientais* 14(2):67. https://doi.org/10.18316/rca.v14i2.6688

Reséndiz-Cruz, I. y R. Caballero-Jiménez. 2016. Primer registro de leucismo parcial en el Mirlo Pardo (*Turdus grayi*) para México. *Huitzil, Revista Mexicana de Ornitología* 17(2):225-228.

Rodríguez-Pinilla, Q. y M. J. Gómez-Martínez. 2011. Leucismo incompleto en *Turdus fuscater* (Passeriformes: Turdidae) en los andes colombianos. *Boletín Científico del Museo de Historia Natural* 15(1):63-67.

Rodríguez-Ruíz, E. R. 2022. Un raro caso de encanecimiento progresivo con expresión de xantocroísmo en el Cacique Mexicano (*Cassiculus melanicterus*). *Onitología neotropical* 33:33-38.

Rodríguez-Ruíz, E. R., W. A. Poot-Poot, R. Ruíz-Salazar y J. Treviño-Carreón. 2017. Nuevos registros de aves con anormalidad pigmentaria en México y propuesta de clave dicotómica para la identificación de casos. *Huitzil, Revista Mexicana de Ornitología* 18:57–70.

Salgado-Flores, J. L. y E. R. Rodríguez-Ruíz. 2022. Leucismo parcial en el Zanate Mayor (*Quiscalus mexicanus*) en México. *Huitzil, Revista Mexicana de Ornitología* 1:e-636.

SEMARNAT, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 2018. El Parque Nacional El Chico. https://www.gob.mx/semarnat/es/articulos/parque-nacional-el-chico?idiom=es

Tinajero, R., L. Chapa y J. E. Ramírez. 2018. Aberraciones cromáticas en aves de México: Una revisión y registros recientes en el estado de San Luis Potosí. *Ornitología neotropical* 29:179-185.

Vanderhoff, N., P. Pyle, M. A. Patten, R. Sallabanks y F. C. James. 2020. American Robin (Turdus migratorius), version 1.0. In Birds of the World (P. G. Rodewald, Editor). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. https://doi.org/10.2173/bow.amerob.01

van Grouw, H. 2013 What colour is that bird? The causes and recognition of common colour aberrations in birds. *British Birds* 106:17-29.

van Grouw, H. 2018. White feathers in black birds. *British Birds* 111:250-263.

van Grouw, H. 2021. What's in a name? Nomenclature for colour aberrations in birds reviewed. *Bulletin of the British Ornithologists' Club*

141(3):276-299.
https://doi.org/10.25226/bboc.v141i3.2021.a5

Zitani, N., L. A. Grieves y R. G. Thorn. 2020. A successfully breeding, partially leucistic American Robin (T*urdus migratorius*). *The Canadian Field-Naturalist* 133:301-304.

Figura 1. *Individuos con aberración en el plumaje tipo despigmentación progresiva. a) Mirlo Primavera (*Turdus migratorius*) vista frontal y b) vista lateral-dorsal observado en el Parque Nacional El Chico, Hidalgo. c) Mirlo Pardo (*Turdus grayi*) vista lateral izquierda y d) vista lateral-dorsal derecha, observado en la ciudad de Tapachula, Chiapas.*

ZELEDONIA
Boletín de la Asociación Ornitológica de Costa Rica

Primer registro documentado de la Pardela Paticlara (*Ardenna carneipes*) en el Pacifico Costarricense y el Pacífico Este Tropical

First Documented Record of the Flesh-footed Shearwater (*Ardenna carneipes*) in the Costa Rican Pacific and the Eastern Tropical Pacific

Sergio Arias[1] y Roberto Vargas-Masís[2]

Recibido: 21 de junio, 2025. **Revisado**: 2 de noviembre, 2025. **Aceptado**: 11 de noviembre, 2025.

Resumen

Reportamos el primer registro documentado y con evidencia fotográfica de la Pardela Paticlara (*Ardenna carneipes*) en Costa Rica y el Pacífico Este Tropical. El ave fue observada el 10 de enero de 2025 sobre la Fosa Mesoamericana alimentándose en un grupo mixto de aves marinas asociado a delfines manchados. La identificación se confirmó mediante características de campo, fotografías y consulta con expertos. Esta especie, categorizada como Casi Amenazada, se reproduce en el Pacífico Sur y migra hacia el norte. El hallazgo resalta la importancia ecológica de las aguas oceánicas costarricenses como hábitat y corredor migratorio y la necesidad de monitoreo continuo.

Palabras clave: *Ardenna carneipes,* Pardela Patriclara, Fosa Mesoamericana*,* aves oceánicas, Pacífico Este Tropical.

Abstract

We report the first documented and photographed record of the Flesh-footed Shearwater (*Ardenna carneipes*) in Costa Rica and the Eastern Tropical Pacific. The bird was observed on January 10, 2025, over the Middle America Trench, feeding among a mixed-species flock associated with spotted dolphins. Identification was confirmed through field marks, photographs, and expert consultation. This Near Threatened species breeds in the South Pacific and migrates northward. The finding highlights the ecological importance of Costa Rica's

[1] Docente e investigador, Proyecto Plumas Marinas UCR (PluMare UCR), Recinto Paraíso, Sede del Atlántico, Universidad de Costa Rica. Apartado postal: Casa dowii, San Isidro, El Guarco, Apdo 30802, Cartago, Costa Rica. Correo electrónico: sergio.chaconarias@ucr.ac.cr

[2] Laboratorio de Investigación e Innovación Tecnológica, UNED, San José, Costa Rica. Correo electrónico: rovargas@uned.ac.cr

offshore waters as habitat and migratory corridors for pelagic seabirds and underscores the value of continued oceanic monitoring in the region.

Key words: *Ardenna carneipes,* Flesh-footed Shearwater, Middle America Trench, oceanic birds, Eastern Tropical Pacific.

Los registros de nuevas especies de aves marinas en aguas oceánicas costarricenses han aumentado en los últimos cinco años, impulsados por expediciones pelágicas con fines científicos y ecoturísticos. Aunque estas expediciones son aún limitadas, han permitido aportes significativos al conocimiento ornitológico del país (Young y Zook 2016; Arias 2024). Desde 2024, el proyecto *Plumas Marinas* de la Universidad de Costa Rica (*C4607 Plumare-UCR*) realiza monitoreos regulares en la Zona Económica Exclusiva de Costa Rica (Arias 2023), incluyendo aguas profundas de la Fosa Mesoamericana frente a Cabo Blanco, en la Península de Nicoya, con el objetivo de evaluar la riqueza de aves asociada a esta región, los montes submarinos adyacentes y las zonas de alta productividad utilizadas por pescadores artesanales y deportivos (Arias et al. 2025).

En este contexto, reportamos el primer registro documentado y con evidencia fotográfica de la Pardela Paticlara (*Ardenna carneipes*) en aguas costarricenses y del Pacífico Este Tropical. La observación ocurrió el viernes 10 de enero de 2025 a las 09:27 h, aproximadamente a 25 millas náuticas al suroeste de Cabo Blanco (9° 11' 22.88" N, 85° 20' 27.02" O) sobre la Fosa Mesoamericana (Figura 1).

El individuo fue observado activamente alimentándose junto a un grupo heterogéneo de aves marinas, el cual incluía a *Stercorarius longicaudus*, *S. pomarinus*, *Chlidonias niger*, *Ardenna creatopus*, *A. pacifica*, *A. grisea*, *Puffinus subalaris*, *Fregata magnificens*, *Sula sula*, *S. brewsteri*, *S. dactylatra* y *S. granti*, todos siguiendo un grupo de delfines manchados (*Stenella attenuata*) que se desplazaban hacia el noroeste. Las condiciones fueron calmas con alta visibilidad y cielo despejado. En la observación participaron los autores, además de Wilfredo Villalobos, Roselvy Juárez, John van Dort y el capitan Andrey Azofeifa.

El individuo se destacó por su plumaje marrón oscuro uniforme, particularmente en las partes inferiores, y por su pico bicolor, de base clara y punta negra (Carboneras et al. 2020). Se le dio seguimiento por aproximadamente una hora para documentarlo fotográficamente y facilitar su identificación. La revisión de guías de campo (Howell y Zufelt 2019; Harrison et al. 2021) y la consulta con expertos en aves oceánicas como Kirk Zufelt, Hiroyuki Tanoa, Trevor Hardaker y Johannes Fischer, confirmaron la identidad del ave. Se destacó su patrón general oscuro, el pico rosado a blanco brillante con punta negra, y la ausencia de rasgos diagnósticos de otras especies similares como *A. creatopus*, cuyo morfo oscuro, además de ser raro, presenta una cola más larga y un pico más delgado (Figura 2).

Ardenna carneipes se reproduce en islas del Océano Índico y el Pacífico Sur, en Australia y Nueva Zelanda. Su migración

hacia el Pacífico Norte está documentada, con registros crecientes frente a Estados Unidos y Canadá. Está clasificada como Casi Amenazada (NT) por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaliza (UICN), con una población estimada de 74,000 parejas reproductoras. Sus principales amenazas incluyen la pérdida de hábitat en zonas de anidación, la pesca de palangre, depredadores introducidos y la ingestión de plásticos (Carboneras et al. 2020).

En el Pacífico Este Tropical, se conocen cinco registros previos en la base de datos eBird del Laboratorio de Ornitología de Cornell, todos sin evidencia fotográfica. Dos de estos registros corresponden a noviembre de 1989 en aguas internacionales al oeste de América Central, documentados por Dan Roberson a bordo del buque NOAA *McArthur*, y tres más provienen de México: uno en mayo de 1991 al este de Isla Socorro (Gómez), otro en julio de 2006 en Punta Arenas (Los Cabos), y uno reciente de agosto de 2024 en aguas frente a Popotlán, Baja California. Además, existe un reporte de agosto de 2024 en Salinas, Ecuador (eBird 2025).

El nuestro constituye el primer registro con documentación fotográfica para Costa Rica y para el Pacífico Este Tropical (Figura 2), y resalta la importancia biológica y estratégica de las aguas oceánicas del país como hábitat y corredor de tránsito para aves marinas provenientes de latitudes tan lejanas como el Pacífico Sur y Central. Esta observación apoya la hipótesis de una mayor conectividad biogeográfica entre el hemisferio sur y las aguas tropicales del este del Pacífico, nuevos patrones migratorios con movimientos como respuesta a temperaturas más cálidas y refuerza la necesidad de continuar el monitoreo sistemático de aves pelágicas en la región.

Referencias

Arias, S. 2023. "Observación de aves oceánicas en el Océano Pacífico costarricense y en el Área de Conservación Marina Coco." Zeledonia 27(1): 18–27.

Arias, S. 2024. "Primer registro del Albatros de Salvin (Thalassarche salvini) y nuevos registros del Albatros de Galápagos (*Phoebastria irrorata*) en Costa Rica." Zeledonia 28(1): 59–68.

Arias, S., J. van Dort, R. Vargas, R. Juárez, y W. Villalobos. 2025. "eBird Checklist." eBird: An online database of bird distribution and abundance [web application]. eBird, Ithaca, New York. Disponible en: https://ebird.org/checklist/S211420512. Consultado: 16 de junio de 2025.

Carboneras, C., F. Jutglar, G. M. Kirwan, y C. J. Sharpe. 2020. "Flesh-footed Shearwater (Ardenna carneipes), version 1.0." En Birds of the World, editado por J. del Hoyo, A. Elliott, J. Sargatal, D. A. Christie y E. de Juana. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. https://doi.org/10.2173/bow.flfshe.01.

eBird. 2025. eBird: An online database of bird distribution and abundance [web application]. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, New York. Disponible en: http://www.ebird.org. Consultado: 17 de junio de 2025.

Harrison, P., M. R. Perrow, y H. Larsson. 2021. Seabirds: The New Identification Guide.

Howell, S. N., y K. Zufelt. 2019. Oceanic Birds of the World: A Photo Guide. Princeton University Press.

Young, B. E. Y., y J. R. Zook. 2016. "Observation Frequency and Seasonality of Marine Birds off the Pacific Coast of Costa Rica." Revista de Biología Tropical 64(S1): 235–248.

*Figura 1: Recorrido del monitoreo pelágico realizado los días 10 y 11 de enero de 2025 por el proyecto Plumas Marinas de la Universidad de Costa Rica (C4607 Plumare-UCR). El punto rojo indica la localización de la observación de la Pardela Paticlara (*Ardenna carneipes*) sobre la Fosa Mesoamericana el 10 de enero de 2025 a las 9:27 h. Mapa elaborado sobre una capa base de Google Earth.*

*Figura 2. Primer registro con evidencia fotográfica de la Pardela Paticlara (*Ardenna carneipes*) en aguas costarricenses y en el Pacífico Este Tropical. La observación tuvo lugar el 10 de enero de 2025 en la Fosa Mesoamericana, aproximadamente 25 millas náuticas al suroeste de Cabo Blanco, Península de Nicoya, Costa Rica. A: Fotografía de Wilfredo Villalobos. B: Fotografía de Roberto Vargas-Masís.*

ZELEDONIA
Boletín de la Asociación Ornitológica de Costa Rica

Proper Use of Species Distribution Models for Identifying Priority Areas for the Conservation of Endangered Species

Uso adecuado de los modelos de distribución de especies para identificar áreas prioritarias para la conservación de especies en peligro de extinción

Sergio Villegas[1,2]

Recibido: 22 de octubre, 2025. **Revisado**: 1 de noviembre, 2025. **Aceptado**: 4 de noviembre, 2025.

Resumen

Los Modelos de Distribución de Especies (MDEs) se han convertido en una herramienta básica en la ecología, biogeografía y biodiversidad. Reconocer la distribución potencial de una especie en peligro de extinción utilizando estos modelos es fundamental para identificar áreas prioritarias para su conservación. Sin embargo, su desempeño varía según el contexto, los métodos empleados y los objetivos específicos, y existe una brecha entre los avances metodológicos y su aplicación práctica. Además, muchos estudios presentan deficiencias en la implementación y reproducibilidad de los modelos, lo que puede derivar en resultados poco confiables y malas interpretaciones. En este trabajo propongo un conjunto de recomendaciones para guiar el uso adecuado de MDEs en la determinación de áreas prioritarias para la conservación de especies en peligro de extinción. Estas recomendaciones se agrupan en cuatro componentes esenciales: consideraciones previas al modelado, construcción del modelo, posprocesamiento y determinación de áreas prioritarias. El enfoque propuesto busca mejorar la utilidad, aplicabilidad, reproducibilidad y robustez de los MDEs mediante un marco heurístico y estructurado. Su aplicación rigurosa puede contribuir significativamente a generar resultados más útiles, precisos y confiables, que respalden decisiones efectivas en favor de la conservación de la biodiversidad.

Palabras clave: Modelos de Nicho Ecológico, Planificación de la conservación, Recomendaciones metodológicas, Toma de decisiones, Utilidad del modelado.

[1] Escuela de Biología, Universidad de Costa Rica, San Pedro de Montes de Oca, 11501-2060, Costa Rica. Email: sergio.eco102@gmail.com

[2] Asociación Ornitológica de Costa Rica, Escazú, San José, Costa Rica, 572-1250.

Abstract

Species Distribution Models (SDMs) have become a fundamental tool in ecology, biogeography, and biodiversity. Identifying the potential distribution of endangered species using these models is essential to determine priority areas for its conservation. However, model performance varies depending on the context, methods used, and specific conservation objectives, and there remains a gap between methodological advancements and their practical application. Moreover, many studies show deficiencies in model implementation and reproducibility, which can lead to unreliable results and misinterpretations. This paper proposes a set of recommendations to guide the appropriate use of SDMs in identifying priority areas for the conservation of endangered species. These recommendations are organized into four key components: pre-modeling considerations, model construction, post-modeling processes, and identification of priority areas. The proposed approach seeks to enhance the utility, applicability, reproducibility, and robustness of SDMs through a structured and heuristic framework. Its rigorous application can significantly contribute to generating more useful, accurate, and reliable results that support effective decision-making for biodiversity conservation.

Key words: Conservation Planning, Decision-Making, Ecological Niche Models, Methodological Recommendations, Model Utility.

Introduction

Species Distribution Models (SDMs), also known as Ecological Niche Models or Habitat Suitability Models, have become a fundamental tool in ecology, biogeography, and biodiversity research (Grinnell 1917; Elith and Leathwick 2009). These models use georeferenced species occurrence records combined with environmental factors (*e.g.*, climatic variables) to generate a correlative model of the physical conditions that determine a species' presence and predict the relative suitability of the habitat it occupies (Brotons et al. 2004; Elith and Leathwick 2009; Drake 2015).

Depending on the research objective, SDMs may be used for “methodological” purposes, focusing on the development of new techniques and evaluation of model performance, or for “applied” purposes, when used to address practical conservation problems (Cayuela *et al.* 2009). In the latter case, SDMs are effective tools for planning management and conservation strategies and can be used to generate hypotheses for the management of many endemic, rare, and threatened taxa (Kumar and Stohlgren 2009; García-Rodríguez et al. 2012). Identifying the potential distribution of endangered species is essential for defining priority areas for conservation, guiding land-use planning, developing management plans (Peterson *et al.* 2011; Kumar and Stohlgren 2009), implementing reintroduction programs, assessing environmental impacts (Peterson 2001; Peterson et al. 2011), and planning climate change mitigation actions (Peterson et al. 2011; Toranza and Maneyro 2013).

Defining priority areas where a species may be found allows conservation efforts to be focused, increases the likelihood of finding or rediscovering endangered populations, and improves research in terms of resource and logistical efficiency (Kumar & Stohlgren 2009; García-Rodríguez *et al.* 2012). However, although SDMs are useful tools for identifying priority areas, their performance depends

on context, the methods used, and the specific conservation goal (Ishihama *et al.* 2019). Moreover, most studies have focused on methodological aspects, creating a gap between technical advances in SDMs development and their practical application in effective conservation actions (Guisan et al. 2013; Villero *et al.* 2017).

In addition, while research using SDMs has grown exponentially over the past 20 years, many studies show shortcomings in implementing key model assumptions and limitations in reproducibility (Araújo *et al.* 2019; Zurell *et al.* 2020; Soley-Guardia *et al.* 2024). The misapplication or underestimation of key principles and procedures (*i.e.*, key hazards) can lead to unreliable models and misinterpretations, undermining their usefulness in addressing the actual situation of the species under study (Soley-Guardia *et al.* 2024). The lack of reproducibility raises concerns about model transparency and consistency (Zurell *et al.* 2020). To address these issues, it is necessary to develop recommendations and standard protocols that improve the utility, reliability, interpretation, and reproducibility of SDMs and help avoid problems related to data collection, processing, and interpretation (Zurell *et al.* 2020; Soley-Guardia *et al.* 2024).

Here, I propose a set of recommendations to guide the appropriate use of SDMs in identifying priority conservation areas for endangered species. I focused on four fundamental components: (1) pre-modeling considerations, (2) model construction, (3) post-modeling processes, and (4) identification of priority conservation areas. It is important to note that my goal is not to delve into the technical aspects of modeling—such as assumptions, algorithms, or validations—as these have been addressed in other studies (e.g., Araújo *et al.* 2019; Zurell *et al.* 2020).

Recommendations for the use of SDMs

1) Pre-modeling considerations

Research objective

Clearly defining the research objectives is a fundamental step in any study, as it provides the framework upon which the work is built, helps avoid methodological deviations, and facilitates solving the research problem (Coronel-Carvajal 2023). The objective should directly address the identified research problem (Guisan *et al.* 2013).

In the context of SDMs, it is important to recognize that the overall research objective does not always coincide with the specific objective of the model (Zurell *et al.* 2020). In fact, if the aim is to identify priority areas for the conservation of one or several species, model construction represents only one stage within this broader process (*e.g.*, Ishihama *et al.* 2019, Moradi *et al.* 2019). This implies that complementary analyses following model development are necessary to adequately integrate the information generated and define priority areas (Guisan *et al.* 2013, Villero *et al.* 2017, Park *et al.* 2025).

Species selection: Why focus on endangered species?

Endangered species should be prioritized in conservation actions due to their high risk of extinction, ecological importance, and typically restricted geographic

distribution (Babar *et al.* 2012, IUCN 2012). These species often have small populations and face a very high to extremely high risk of extinction under wild conditions (IUCN 2012). Currently, it is estimated that around 25% of the world's flora and fauna are at risk of extinction, equivalent to approximately one million species (Díaz 2019).

Given the increasing number of endangered species, conservation agencies worldwide must develop effective strategies to ensure biodiversity preservation (Babar *et al.* 2012, Park *et al.* 2025). Therefore, predicting the potential habitat of a taxon using SDMs (alongside other complementary analyses) is essential for the identification and prioritization of areas for the conservation of endangered species (Cayuela *et al.* 2009, Park *et al.* 2025).

It is important to note that despite the urgent need to work with endangered species, occurrence data availability is often limited (Cayuela *et al.* 2009, Park *et al.* 2025). Hence, the selection of both species and distribution models will depend on the availability of sufficient information (Villegas-Retana 2024, Park *et al.* 2025).

Model objective

The objective of the model does not always coincide with the overall research objective (Araújo *et al.* 2019, Zurell *et al.* 2020). Modeling can serve three main purposes: (1) explanation, which aims to test hypotheses about the factors determining species distributions; (2) prediction, which seeks to map a species' distribution within the same geographic and temporal scope in which the model was calibrated; and (3) projection, which involves projecting the estimated relationships between the species and its environment to different geographic regions or time periods, whether future or past (Elith and Leathwick 2009, Araújo *et al.* 2019, Zurell *et al.* 2020).

For identifying priority areas, model objectives have mainly focused on prediction and projection approaches, or a combination of both, depending on the spatial and temporal requirements of the study (e.g., García-Rodríguez *et al.* 2012, Park *et al.* 2025). For example, Villegas-Retana (2024) identified current and future priority areas for the conservation of six endangered bird species in Costa Rica. Prediction allowed mapping the current distribution of species within the study area, while projection transferred these distributions to future scenarios in the same geographic region but at different time periods.

Study area

The definition of the study area is directly related to the research objectives (Elith and Leathwick 2009). Macroecological studies typically operate at global or continental scales, whereas studies aimed at detailed ecological understanding or conservation planning are conducted at regional or national scales, or are defined by geopolitical boundaries (Elith and Leathwick 2009, Chevalier *et al.* 2022). This means that in most regionally scaled studies, the full ecological niche of a species is not considered (*i.e.*, the niche is truncated), as the study area is geographically limited. This may lead to an underestimation of the species' suitable environmental conditions and result in

inaccurate response curves and model projections (Chevalier *et al.* 2021, Chevalier *et al.* 2022).

In conservation efforts, it is important to consider the full distributional range of a species. If the ecological niche is truncated, predictions can be imprecise, and conservation resources may be allocated to ineffective strategies (Chevalier *et al.* 2022). A simple solution to avoid this issue is to calibrate models using the entire distribution range of the species, as this approach allows capturing environmental heterogeneity, better characterizing the niche, and preventing truncation (Chevalier *et al.* 2022, Guisan *et al.* 2025). These models can then be projected onto a specific region (*i.e.*, study area), which may be defined, for example, by the geopolitical boundaries of a country (Villegas-Retana 2024, Guisan *et al.* 2025).

Hypothesis development

SDMs have proven to be highly useful for developing and testing hypotheses about the potential drivers of species distributions (Austin 2002, Anderson *et al.* 2009). Hypotheses concerning the expected relationship between biodiversity and the environment provide a foundation for selecting which abiotic and/or biotic factors should be considered when modeling the distribution and occurrence of a taxon (Zurell *et al.* 2020).

The selection of appropriate predictor variables is closely tied to the specific hypotheses regarding species distribution, making it essential to understand the species' ecology and ecological requirements (Kamino *et al.* 2012). Most studies focused on identifying priority areas for conservation have used climatic and topographic variables (*e.g.*, Babar *et al.* 2012, Faleiro *et al.* 2013, Moradi *et al.* 2019); however, explicit hypotheses are often not stated in the manuscripts.

Data Collection and Processing

Occurrence data: The accuracy of model predictions largely depends on the quality and quantity of occurrence data (Cayuela et al. 2009). Much of this information comes from large databases such as eBird (eBird 2021), the Global Biodiversity Information Facility (GBIF 2025), regional atlases, museum collections, fieldwork, among others (*e.g.*, Prieto-Torres et al. 2018, Moradi et al. 2019, Villegas-Retana 2024). However, these databases are often incomplete, spatially heterogeneous, and contain errors in coordinates and taxonomic identification (Cayuela et al. 2009). To avoid identification and georeferencing errors and sampling biases, it is recommended that data be reviewed by an expert, that background points be used, and that spatial thinning be applied (Soley-Guardia *et al.* 2023).

Manual inspection of records is preferred to remove duplicates and all those that do not match the known distribution range of the species (Cayuela et al. 2009, Villegas-Retana 2024). Background points are non-detection points from which the algorithm draws a sample to compare with the occurrence locations (Phillips *et al.* 2006, Cruz-Cárdenas *et al.* 2014). Spatial thinning, on the other hand, minimizes the impact of spatial autocorrelation among records (Aiello-Lammens *et al.* 2019).

As with the study area, to avoid niche truncation, it is advisable to use all the data across the species' full distribution

range to capture its complete niche (Elith and Leathwick 2009, Chevalier *et al.* 2021). The model can then be projected over the defined study area.

Calibration area: Defining the calibration area allows for understanding and delimiting the accessible area "M" (*i.e.*, regions accessible to species without dispersal barriers; see BAM diagram in Soberón and Peterson 2005), which improves model calibration, evaluation, and comparability. The calibration area can be delineated by creating a buffer around all occurrences (Barve *et al.* 2011). Buffers can more realistically reflect the accessible space for the species and exclude regions with insufficient sampling effort (Soley-Guardia *et al.* 2023).

Data partitioning: When the modeling goal is mapping or transferring predictions, it is recommended to split occurrence data into training and testing datasets (Zurell *et al.* 2020). Training data are used to calibrate the model, while testing data are used to evaluate its performance (Muscarella *et al.* 2014, Zurell *et al.* 2020). There are several data partitioning methods, and their selection should not be random, but based on the objectives of the study and model (Muscarella *et al.* 2014).

Predictor variables: It is important to select environmental variables that have a direct effect on species suitability (Elith and Leathwick 2009, Soley-Guardia *et al.* 2023). These variables may be continuous and/or categorical, such as climate, topography, hydrology, land use, or vegetation cover (Ferraz *et al.* 2012, Kamino *et al.* 2012).

In conservation, most studies have used climatic and topographic variables (Babar *et al.* 2012, Faleiro *et al.* 2013, Moradi *et al.* 2019), although some have relied solely on climate variables (Prieto-Torres *et al.* 2018, Villegas-Retana 2024), likely because climate is the main determinant of species distribution at global scales (Elith and Leathwick 2009). The most widely used climatic variables are the 19 bioclimatic layers from WorldClim (Hijmans *et al.* 2005). These layers were generated by interpolating monthly climate averages from weather stations for the period 1950–2000 and are commonly used for mapping and spatial modeling (Hijmans *et al.* 2005, Toranza and Maneyro 2013, Booth *et al.* 2014, Fick and Hijmans 2017).

Climate change scenarios: When the modeling goal is to transfer estimated species-environment relationships to other geographic regions or time periods, it is necessary to specify the climate scenarios that will be used in model transfer (Zurell *et al.* 2020). Scenarios are descriptions of potential future conditions used to develop climate models and evaluate impacts, mitigation measures, and costs (Van Vuuren *et al.* 2011, Quante and Bjørnæs 2016). Scenarios may be a) idealized, based on changes in regional climate variables such as increased temperature or precipitation, or b) based on greenhouse gas emission trajectories that integrate climate models with projected gas concentrations (Beaumont *et al.* 2008). The latter are most commonly used and are based on four scenario families developed by the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC): A1, A2, B1, and B2

(Beaumont *et al.* 2008), from which the 40 scenarios of the Special Report on Emission Scenarios (SRES) were derived (Nakicenovic *et al.* 2000).

However, the growing need for more detailed and realistic projections led the IPCC to request a new set of scenarios from the scientific community (Van Vuuren *et al.* 2011, Quante and Bjørnæs 2016), resulting in the Representative Concentration Pathways (RCPs). These describe the forcing of infrared radiation flux from the atmosphere to the ocean by the year 2100, ranging from 2.6 to 8.5 W/m² (Van Vuuren *et al.* 2011, Quante and Bjørnæs 2016).

2) Model Construction

Species distribution modeling

Over the past decades, numerous software tools, methods, and packages have been developed to generate SDMs (Peterson *et al.* 2011, Bryn *et al.* 2021, Sillero *et al.* 2023). This vast array of options can be daunting—even for experts (Sillero *et al.* 2023). However, it has also made modeling more accessible and easier to adapt according to the data and goals of each study (Bryn *et al.* 2021).

Selecting an appropriate modeling approach is crucial, yet also challenging, since different methods may yield different results (Peterson *et al.* 2011). This choice should be based on the model's objective, the ecology of the focal species, the occurrence data, and the predictor variables used (Bryn *et al.* 2021). In the context of identifying priority areas for conservation, model selection must be done with great care, as the use of an inadequate model could misguide conservation actions (Loiselle *et al.* 2003).

As mentioned earlier, one of the challenges when working with endangered species is the limited availability of occurrence data (Cayuela *et al.* 2009, Park *et al.* 2025). This is a critical factor when selecting the modeling approach (Park *et al.* 2025). If occurrence data are scarce, the Maximum Entropy algorithm (MaxEnt; Phillips *et al.* 2006) may be particularly useful, as it allows reliable modeling even with small population sizes (*i.e.*, N < 25; Pearson *et al.* 2007).

ODMAP protocol

Guidelines and recommendations for parameterizing and evaluating SDMs have been well described by various authors (*e.g.*, Elith and Leathwick 2009, Araújo *et al.* 2019, Zurell *et al.* 2020, Bryn *et al.* 2021, Soley-Guardia *et al.* 2024). These studies are based on detailed reviews of key assumptions, common issues, solutions, and practical recommendations to consider when building models (Zurell *et al.* 2020, Bryn *et al.* 2021, Soley-Guardia *et al.* 2024). These types of guidelines are especially important when SDMs are used to identify conservation priority areas, and researchers are strongly encouraged to report their modeling protocols in detail to ensure transparency (Velazco *et al.* 2020).

The ODMAP protocol (Overview, Data, Model, Assessment, Prediction), proposed by Zurell *et al.* (2020), is an excellent guide that outlines key steps for fitting SDMs, ensuring transparency and reproducibility, and facilitating peer review and technical assessment. ODMAP is divided into five main components, along with a checklist

to evaluate the validity and reproducibility of a study (Zurell *et al.* 2020). Its implementation can support the development of more robust and standardized models; however, its impact ultimately depends on the level of support it receives from scientific journals, reviewers, and funding agencies (Fitzpatrick *et al.* 2021).

3) Post-modeling analyses

The predictions generated by SDMs indicate potential sites where a species might occur. However, there is no guarantee that the species occurs—or will occur—in a given site, even when the model predicts a high probability of presence (Peterson *et al.* 2011, Bryn *et al.* 2021). This uncertainty is especially relevant when models are used to inform conservation priorities (Schuetz *et al.* 2015). Therefore, it is essential to conduct post-modeling analyses that help reduce this uncertainty as much as possible (Barry and Elith 2006, Guisan *et al.* 2013). These analyses are described below:

Thresholding (Binary maps): Maps generated through modeling can be adapted to the research objective by applying different thresholds, allowing continuous predictions to be converted into binary predictions (*i.e.*, presences and absences; Peterson *et al.* 2011, Scherrer *et al.* 2019). The use of thresholds is important in models built with presence-only or presence–absence data, especially when the goal is mapping or projection (Zurell *et al.* 2020). Binary predictions facilitate interpretation and use in management and planning processes, although this conversion inevitably results in information loss (Bryn *et al.* 2021).

In the context of identifying priority areas, the use of thresholds is highly recommended, and the selection of an appropriate threshold must be done carefully, as it can significantly affect the results (Peterson *et al.* 2011). Binary maps generated using high thresholds can help identify areas with a high probability of species presence, while lower thresholds may be more appropriate when the goal is to maximize coverage of the species' distribution range (Freeman and Moisen 2008). If the goal is to identify areas for the conservation of an endangered species, relatively high thresholds are recommended, as they reduce the likelihood of selecting unsuitable sites and help identify the most favorable ones (Peterson *et al.* 2011).

Overprediction correction: Overprediction in SDMs occurs when the model estimates a geographic distribution that is broader than the area the species occupies, due to dispersal limitations or poor representation of biotic interactions (Peterson *et al.* 2011, Velazco *et al.* 2020). These are essentially suitable areas within the geographic range of the species that have not been colonized or are located far from the species' natural occurrence (Velazco *et al.* 2020). The most common approach to correct overprediction has been the use of geographic barriers (Velazco *et al.* 2020).

Overprediction can hinder the identification of specific areas and mislead species search efforts (Peterson *et al.* 2011, Mendes *et al.* 2020, Velazco *et al.* 2020). Therefore, correcting it is crucial for identifying conservation priority areas (Velazco *et al.* 2020, Villegas-Retana 2024). Nonetheless, this method is often

overlooked in most studies, which can be problematic. Including areas not actually occupied by the species in prioritization exercises can generate distrust in the results and lead to inefficient use of conservation resources (Guisan *et al.* 2013, Velazco *et al.* 2020).

Spatial clipping: This method involves clipping model predictions to a specific region or land cover map to better match the species' habitat requirements (Zurell *et al.* 2020, Bryn *et al.* 2021). In the context of conservation priority setting, spatial clipping of model predictions can be based on several factors such as habitat preferences, species interactions, protection status of the modeled area, or species richness, among others (Villegas-Retana 2024, García-Rodríguez *et al.* 2012). This is an effective tool to focus search efforts on areas with a higher probability of detecting a species and to increase logistical efficiency and resource use (Ortega-Huerta and Peterson 2004, García-Rodríguez *et al.* 2012).

Spatial prioritization: Spatial prioritization aims to identify areas of high importance for biodiversity and conservation (Kukkala and Moilanen 2013). This method has been widely used as a complementary analysis in studies involving SDMs (Ishihama *et al.* 2019). Currently, there are several optimization programs and methods available to select priority conservation areas (Kukkala and Moilanen 2013, Velazco *et al.* 2020). Among them, Zonation (Moilanen *et al.* 2009) and Marxan (Ball and Possingham 2000) are the most used software tools (Velazco *et al.* 2020).

4) Identification of Priority Areas for Conservation

Priority areas for conservation

This step represents the culmination of the process aimed at identifying priority areas for the conservation of endangered species using SDMs. The proper application of the recommendations presented in the previous sections—pre-modeling considerations, model construction, and post-modeling analysis allows for more accurate delineation of these areas (Figure 1 and Table 1). Figure 2 presents a case study that illustrates this process. Once priority areas have been identified, they can be used to inform conservation decision-making.

Discussion

SDMs can play a key role in identifying priority areas for the conservation of endangered species (Cayuela et al. 2009, Park *et al.* 2025). However, their use represents only the first step in the broader conservation planning process (Peterson *et al.* 2011, Ishihama *et al.* 2019, Moradi *et al.* 2019). For the outcomes derived from SDMs to be truly useful and reliable in conservation contexts, a solid conceptual foundation is required, along with expert knowledge integration and thorough post-modeling analyses (Cayuela et al. 2009, Park *et al.* 2025).

In this context, my hope is that this research will serve as a guide for the more effective use of SDMs in the identification of priority areas for the conservation of threatened species, by proposing a structured and heuristic approach that improves their utility, applicability, reproducibility, and reliability for decision-

making. This guide also aims to support researchers and practitioners by providing a clear, simple, and structured list of best-practice recommendations.

This work contributes to narrowing the existing gap between the large volume of methodological studies on SDMs and their practical application in concrete conservation actions (Guisan *et al.* 2013, Villero *et al.* 2017). Moreover, it aligns with other recent efforts to establish standard protocols and sets of recommendations proposed by various authors, which are essential to ensure the utility, reliability, interpretability, and reproducibility of models (Zurell *et al.* 2020, Soley-Guardia *et al.* 2024). Therefore, this research is not intended to replace those studies, but rather to complement and expand their use within the specific context of identifying priority areas for conservation.

Model Limitations

The use of SDMs for conservation planning inevitably requires consideration of their inherent limitations, potential sources of error, and relative costs (Cayuela et al. 2009, Elith and Leathwick 2009). The extent of potential area predicted by models depends largely on the biology of the species (García-Rodríguez et al. 2012). However, SDMs do not account for factors such as species interactions, microclimatic and habitat variation, or historical processes influencing species distributions (Soberón 2010, García-Rodríguez et al. 2012, Sheldon 2019). Consequently, model outputs should be complemented by field observations and experiments that help to understand the causality of species responses, habitat quality, current threats, interspecific relationships, and other ecological factors (Peterson et al. 2011).

Likewise, it is not recommended to use models outside the context for which they were designed. For example, extrapolating results to broader spatial scales may induce significant errors, potentially leading to misinterpretations regarding habitat suitability for conservation (Bryn et al. 2021). Model outputs must be interpreted with caution, as statistical results do not always accurately reflect ecological reality, and misinterpretations can result in misguided decisions (Ferraz et al. 2013, Bryn et al. 2021). For these reasons, it is strongly advised to validate SDM results through the active participation of experts familiar with the species' ecology and the local context (Ferraz et al. 2013).

Finally, I invite readers to use this guide as a fundamental tool for applying SDMs in the identification of priority areas for conservation, both for endangered species and for other taxa. Its rigorous and informed implementation can significantly contribute to producing more useful, accurate, and reliable results to support effective biodiversity conservation decisions.

Acknowledgments

To Gerardo Ávalos for his invaluable support in the development of this research. I also thank the Asociación Ornitológica de Costa Rica for awarding me the Alexander Skutch Fund scholarship, which was essential for carrying out this work.

References

Aiello-Lammens, M. E., Boria, R. A., Radosavljevic, A., Vilela, B., Anderson R. P., Bjornson, R. and Weston, S. 2019. *Functions for Spatial Thinning of Species Occurrence Records for Use in Ecological Models*. https://github.com/mlammens/spThin/issues

Anderson, B. J., Arroyo, B. E., Collingham, Y. C., Etheridge, B., Fernandez-De-Simon, J., Gillings, S., Gregory, R. D., Leckie, F. M., Sim, I. M. W., Thomas, C. D., Travis, J., and Redpath, S. M. 2009. Using distribution models to test alternative hypotheses about a species' environmental limits and recovery prospects. *Biological conservation* 142(3):488-499. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.10.03

Araújo, M. B., Anderson, R. P., Márcia Barbosa, A., Beale, C. M., Dormann, C. F., Early, R., García, R. A., Guisan, A., Maiorano, L., Naimi, B., O'Hara, R. B., Zimmermann, N. E. and Rahbek, C. 2019. Standards for distribution models in biodiversity assessments. *Science advances* 5(1):eaat4858. DOI: 10.1126/sciadv.aat4858

Austin, M. P. 2002. Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modelling. *Ecological modelling* 157(2-3):101-118. https://doi.org/10.1016/S0304-3800(02)00205-3

Babar, S., Amarnath, G., Reddy, C. S., Jentsch, A., and Sudhakar, S. 2012. Species distribution models: ecological explanation and prediction of an endemic and endangered plant species (*Pterocarpus santalinus* Lf). *Current Science* 102(8): 1157–1165.

Ball, I. R., and Possingham, H. 2000. *MARXAN*. Brisbane: University of Queensland.

Barry, S., y Elith, J. 2006. Error and uncertainty in habitat models. *Journal of Applied Ecology* 43(3):413-423. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01136.

Barve, N., Barve, V., Jiménez-Valverde, A., Lira-Noriega, A., Maher, S. P., Peterson, A. T., Soberón, J. and Villalobos, F. 2011. The crucial role of the accessible area in ecological niche modeling and species distribution modeling. *Ecological modelling* 222(11):1810-1819. https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2011.02.011

Beaumont, L. J., Hughes, L., and Pitman, A. J. 2008. Why is the choice of future climate scenarios for species distribution modelling important?. *Ecology letters* 11(11):1135-1146. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01231.x

Booth, T. H., Nix, H. A., Busby, J. R., and Hutchinson, M. F. 2014. BIOCLIM: the first species distribution modelling package, its early applications and relevance to most current MAXENT studies. *Diversity and Distributions* 20(1):1-9. https://doi.org/10.1111/ddi.12144

Brotons, L., Thuiller, W., Araújo, M. B., and Hirzel, A. H. 2004. Presence-absence versus presence-only modelling methods for predicting bird habitat suitability. *Ecography* 27(4):437-448. https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2004.03764.x

Bryn, A., Bekkby, T., Rinde, E., Gundersen, H., and Halvorsen, R. 2021. Reliability in distribution modeling—a synthesis and step-by-step guidelines for improved practice. *Frontiers in Ecology and Evolution* 9:Article 658713. https://doi.org/10.3389/fevo.2021.658713

Cayuela, L., Golicher, D. J., Newton, A. C., Kolb, M., De Alburquerque, F. S., Arets, E. J. M. M., Alkemade, J. R. M and Pérez, A. M. 2009. Species distribution modeling in the tropics: problems, potentialities, and the role of biological data for effective species conservation. *Tropical Conservation Science* 2(3):319-352. https://doi.org/10.1177/194008290900200304

Chevalier, M., Broennimann, O., Cornuault, J., and Guisan, A. 2021. Data integration methods to account for spatial niche truncation effects in regional projections of species distribution. *Ecological Applications* 31(7):e02427. https://doi.org/10.1002/eap.2427

Chevalier, M., Zarzo-Arias, A., Guélat, J., Mateo, R. G., and Guisan, A. 2022. Accounting for niche truncation to improve spatial and temporal predictions of species distributions. *Frontiers in Ecology and Evolution* 10:944116. https://doi.org/10.3389/fevo.2022.944116

Coronel-Carvajal, C. 2023. Los objetivos de la investigación. *Revista Archivo Médico de Camagüey* 27:e9591.

Cruz-Cárdenas, G., Villaseñor, J. L., López-Mata, L., Martínez-Meyer, E., and Ortiz, E. 2014. Selection of environmental predictors for species distribution modeling in Maxent. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 20(2):187-201.

Díaz, S., Settele, J., Brondízio, E. S., Ngo, H. T., Agard, J., Arneth, A., Balvanera, P., Brauman, K. A., Butchart, S. H. M., Chan, K. M. A., Garibaldi, L. A., Ichii, K., Liu, J., Subramanian, S. M., Midgley, G. F., Miloslavich, P., Molnár, Z., Obura, D., Pfaff, A., Polasky, S., Purvis, A., Razzaque, J., Reyers, B., Roy Chowdhury, R., Shin, Y.-J., Visseren-Hamakers, I., Willis, K. J., and Zayas, C. N. 2019. Pervasive human-driven decline of life on Earth points to the need for transformative change. *Science* 366(6471):1327. https://doi.org/10.1126/science.aax3100

Drake, J. M. 2015. Range bagging: a new method for ecological niche modelling from presence-only data. *Journal of the Royal Society Interface* 12(107):20150086. https://doi.org/10.1098/rsif.2015.0086

eBird. 2021. eBird: An online database of bird distribution and abundance [web application]. eBird, Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, New York. Available: http://www.ebird.org.

Elith, J., and Leathwick, J. R. 2009. Species distribution models: ecological explanation and prediction across space and time. *Annual review of ecology, evolution, and systematics* 40(1):677-697. https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.110308.120159

Faleiro, F. V., Machado, R. B., and Loyola, R. D. 2013. Defining spatial conservation priorities in the face of land-use and climate change. *Biological Conservation* 158:248-257. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.09.020

Ferraz, K. M. P. M. B., Ferraz, S. F. B., Paula, P. C., B., Beisiegel and C. Breitenmoser. 2012. Species Distribution Modeling for Conservation Purposes. *Natureza y Conservação* 10(2):214-220. http://dx.doi.org/10.4322/natcon.2012.032

Fick, S. E. and Hijmans, R. J. 2017. Worldclim 2: New 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 37(12):4302-4315. https://doi.org/10.1002/joc.5086

Fitzpatrick, M. C., Lachmuth, S., and Haydt, N. T. 2021. The ODMAP protocol: a new tool for standardized reporting that could revolutionize species distribution modeling. *Ecography* 44(7):1067-1070. https://doi.org/10.1111/ecog.05700

Freeman, E. A., and Moisen, G. G. 2008. A comparison of the performance of threshold criteria for binary classification in terms of predicted prevalence and kappa. *Ecological modelling* 217(1-2):48-58. https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2008.05.015

García-Rodríguez, A., Chaves, G., Benavides-Varela, C., and Puschendorf, R. 2012. Where are the survivors? Tracking relictual populations of endangered frogs in Costa Rica. *Diversity and Distributions* 18(2):204-212. https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2011.00862.x

Global Biodiversity Information Facility (GBIF).org. 2025. GBIF Home Page. https://www.gbif.org

Grinnell, J. 1917. Field tests of theories concerning distributional control. *The American Naturalist* 51(602):115-128.

Guisan, A., Chevalier, M., Adde, A., Zarzo-Arias, A., Goicolea, T., Broennimann, O., Petitpierre, B., Scherrer, D., Rey, P.-L., Collart, F., Riva, F., Steen, B. and Mateo, R. G. 2025. Spatially nested species distribution models (N-SDM): An effective tool to overcome niche truncation for more robust inference and projections. *Journal of Ecology* 00:1-25. https://doi.org/10.1111/1365-2745.70063

Guisan, A., Tingley, R., Baumgartner, J. B., Naujokaitis-Lewis, I., Sutcliffe, P. R., Tulloch, A. I. T., Regan, T. J., Brotons, L., McDonald-Madden, E., Mantyka-Pringle, C., Martin, T. G., Rhodes, J. R., Maggini, R., Setterfield, S. A., Elith, J., Schwartz, M. W., Wintle, B. A., Broennimann, O., Austin, M., Ferrier, S., Kearney, M. R., Possingham, H. P. and Buckley, Y. M. 2013. Predicting species distributions for conservation decisions. *Ecology letters* 16(12):1424-1435. https://doi.org/10.1111/ele.12189

Hijmans, R. J., Cameron, S. E., Parra, J. L., Jones, P. G. and Jarvis, A. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology: A*

Journal of the Royal Meteorological Society 25(15):1965-1978. https://doi.org/10.1002/joc.1276

International Union for Conservation of Nature (IUCN). 2012. *IUCN Red List categories and criteria, version 3.1, second edition*. Gland and Cambridge: International Union for Conservation of Nature.

Ishihama, F., Takenaka, A., Yokomizo, H. and Kadoya, T. 2019. Evaluation of the ecological niche model approach in spatial conservation prioritization. *PLOS ONE* 14(12):e0226971. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0226971

Kamino, L. H. Y., Stehmann, J. R., Amaral, S., De Marco, P., Jr., Rangel, T. F., de Siqueira, M. F., De Giovanni, R. and Hortal, J. 2012. Challenges and perspectives for species distribution modelling in the neotropics. *Biology letters* 8(3):324-326. https://doi.org/10.1098/rsbl.2011.0942

Kukkala, A. S. and Moilanen, A. 2013. Core concepts of spatial prioritisation in systematic conservation planning. *Biological Reviews* 88(2):443–464. https://doi.org/10.1111/brv.12008

Kumar, S. and Stohlgren, T. J. 2009. Maxent modeling for predicting suitable habitat for threatened and endangered tree *Canacomyrica monticola* in New Caledonia. *Journal of Ecology and natural Environment* 1(4):94-98.

Loiselle, B. A., Howell, C. A., Graham, C. H., Goerck, J. M., Brooks, T., Smith, K. G., y Williams, P. H. 2003. Avoiding pitfalls of using species distribution models in conservation planning. *Conservation biology* 17(6):1591-1600.

Mendes, P., Velazco, S. J. E., Andrade, A. F. A. and De Marco Júnior, P. 2020. Dealing with overprediction in species distribution models: How adding distance constraints can improve model accuracy. *Ecological Modelling* 431:Article 109180. https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2020.109180

Moilanen, A., Kujala, H. and Leathwick, J. R. 2009. The Zonation framework and software for conservation prioritization. En A. Moilanen, K. A. Wilson, y H. P. Possingham, eds. *Spatial Conservation Prioritization*. Oxford, Reino Unido: Oxford University Press (pp. 196–210).

Moradi, S., Ilanloo, S. S., Kafash, A. and Yousefi, M. 2019. Identifying high-priority conservation areas for avian biodiversity using species distribution modeling. *Ecological Indicators* 97:159-164. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.10.003

Muscarella, R., Galante, P. J., Soley-Guardia, M., Boria, R. A., Kass, J. M., Uriarte, M. and Anderson, R. P. 2014. ENMeval: An R package for conducting spatially independent evaluations and estimating optimal model complexity for Maxent ecological niche models. *Methods in ecology and evolution* 5(11):1198-1205. https://doi.org/10.1111/2041-210X.12261

Nakicenovic, N., Alcamo, J., Davis, G., de Vries, B., Fenhann, J., Gaffin, S., Gregory, K., Grübler, A., Jung, T. Y., Kram, T., Lebre La Rovere, E., Michaelis, L., Mori, S., Morita, T., Pepper, W., Pitcher, H., Price, L., Riahi, K., Roehrl, A., Rogner, H.-H., Sankovski, A., Schlesinger, M., Shukla, P., Smith, S., Swart, R., van Rooijen, S., Victor, N. and Dadi, Z. 2000. *Special Report on Emissions Scenarios (SRES)*. Cambridge, Reino Unido: Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) y Cambridge University Press.

Ortega-Huerta, M. A. and Peterson, A. T. 2004. Modelling spatial patterns of biodiversity for conservation prioritization in north-eastern Mexico. *Diversity and Distributions* 10(1):39–54. https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2004.00051.x

Park, S., Park, H. and Lee, S. 2025. Potential Habitat and Priority Conservation Areas for Endangered Species in South Korea. *Animals* 15(8):1158. https://doi.org/10.3390/ani15081158

Pearson, R. G., Raxworthy, C. J., Nakamura, M. and Townsend Peterson, A. 2007. Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of biogeography* 34(1):102-117.

Peterson, A. T. 2001. Predicting species' geographic distributions based on ecological niche modeling. *The Condor* 103(3):599-605.

Peterson, A. T., Soberón, J., Pearson, R. G., Anderson, R. P., Martínez-Meyer, E., Nakamura, M. and Araújo, M. B. 2011. *Ecological niches and*

geographic distributions. Princeton y Oxford: Princeton University Press.

Phillips, S. J., Anderson, R. P. and Schapire, R. E. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological modelling* 190(3-4):231-259.

Prieto-Torres, D. A., Nori, J. and Rojas-Soto, O. R. 2018. Identifying priority conservation areas for birds associated to endangered Neotropical dry forests. *Biological Conservation*, 228: 205-214. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.10.02

Quante, M. and Bjørnæs, C. 2016. Annex 4: Emission scenarios for climate projections. En M. Quante y F. Colijn, eds. *North Sea Region Climate Change Assessment*. Suiza: Springer Open (pp. 515-524).

Radosavljevic, A. and Anderson, R. P. 2014. Making better Maxent models of species distributions: complexity, overfitting and evaluation. *Journal of biogeography* 41(4):629-643. https://doi.org/10.1111/jbi.12227

Scherrer, D., Mod, H. K. and Guisan, A. 2019. How to evaluate community predictions without thresholding? *Methods in Ecology and Evolution* 11:51–63. https://doi.org/10.1111/2041-210X.13312

Schuetz, J. G., Langham, G. M., Soykan, C. U., Wilsey, C. B., Auer, T. and Sanchez, C. C. 2015. Making spatial prioritizations robust to climate change uncertainties: a case study with North American birds. *Ecological Applications* 25(7):1819-1831. https://doi.org/10.1890/14-1903.1

Sheldon, K. S. 2019. Climate change in the tropics: ecological and evolutionary responses at low latitudes. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 50:303-333. https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110218-025005

Sillero, N., Campos, J. C., Arenas-Castro, S. and Barbosa, A. M. 2023. A curated list of R packages for ecological niche modelling. *Ecological Modelling* 476:110242. https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2022.110242

Soberón, J. M. 2010. Niche and area of distribution modeling: a population ecology perspective. *Ecography 33*(1):159-167. https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2009.06074.x

Soberón, J. and Peterson, A. T. 2005. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. *Biodiversity Informatics* 2:1-10. https://doi.org/10.17161/bi.v2i0.4

Soley-Guardia, M., Alvarado-Serrano, D. F. and Anderson, R. P. 2024. Top ten hazards to avoid when modeling species distributions: a didactic guide of assumptions, problems, and recommendations. *Ecography* 2024(4):1-21. https://doi.org/10.1111/ecog.06852

Toranza, C. and Maneyro, R. 2013. Potential effects of climate change on the distribution of an endangered species: *Melanophryniscus montevidensis* (Anura: Bufonidae). *Phyllomedusa* 12(2):97-106.

Van Vuuren, D. P., Edmonds, J., Kainuma, M., Riahi, K., Thomson, A., Hibbard, K., Hurtt, G. C., Kram, T., Krey, V., Lamarque, J. F., Masui, T., Meinshausen, M., Nakicenovic, N. and Smith, S. J. 2011. The representative concentration pathways: an overview. *Climatic change* 109(1-2):5. https://doi.org/10.1007/s10584-011-0148-z

Velazco, S. J. E., Ribeiro, B. R., Laureto, L. M. O. and Júnior, P. D. M. 2020. Overprediction of species distribution models in conservation planning: A still neglected issue with strong effects. *Biological Conservation* 252:108822. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.10882

Villegas-Retana, S. A. 2024. Determinación de áreas prioritarias actuales y futuras para la conservación de seis especies de aves en peligro de extinción en Costa Rica usando Modelos de Distribución de Especies. Tesis de maestría. Universidad de Costa Rica, San José, Costa Rica. https://www.kerwa.ucr.ac.cr/items/63611d4c-adbb-46c7-a215-57651803a341

Villero, D., Pla, M., Camps, D., Ruiz-Olmo, J. and Brotons, L. 2017. Integrating species distribution modelling into decision-making to inform conservation actions. *Biodiversity and Conservation* 26:251-271. https://doi.org/10.1007/s10531-016-1243-2

Zurell, D., Franklin, J., König, C., Bouchet, P. J., Dormann, C. F., Elith, J., Fandos, G., Feng, X., Guillera-Arroita, G., Guisan, A., Lahoz-Monfort, J. J., Leitão, P. J., Park, D. S., Townsend Peterson, A., Rapacciuolo, G., Schmatz, D. R., Schröder, B., Serra-Diaz, J. M., Thuiller, W., Yates, K. L., Zimmermann, N. E. and Merow, C. 2020. A standard protocol for reporting species distribution models. *Ecography* 43(9):1261-1277. https://doi.org/10.1111/ecog.04960

Table 1: Comparative summary of studies that have used Species Distribution Models (SDMs) to identify priority areas for the conservation of endangered species, considering the pre-modeling stages, model construction, and post-modeling processes.

Step/Element	Ortega-Huerta y Peterson 2004	García-Rodríguez et al. 2012	Prieto-Torres et al. 2018	Villegas 2024	Park et al. 2025
1. Pre-modeling considerations					
Research objective ≠ Model objective	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes
Includes endangered or threatened species	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes
Model objective [a]	PRE	PRE	PRE	PRE, PRO	PRE
Study area	Sierra Madre Oriental (México)	Costa Rica	Neotropical Dry Forest	Costa Rica	South Corea
Model includes the entire distribution range of the species	No	No	N/A	Yes	No
Hypothesis formulation	No	No	No	Yes	No
Source of occurrence data [b]	ATL, COL	COL	ATL, COL, FIE, ONL	ONL	OTH
Manual data filtering	No	Yes	Yes	Yes	Yes
Spatial thinning	No	No	No	Yes	Yes
Background points	No	Yes	No	Yes	No
Calibration area (Buffer)	No	No	Yes	Yes	No
Data partitioning	No	Yes	No	Yes	Yes
Predictor variables [c]	BIO, TOP, ECO	BIO	BIO	BIO	TOP, ANT, HYD, LAN, BIO, ECO
Climate change scenarios	No	No	No	Yes	No
2. Model construction					
Algorithm	GARP	MaxEnt	MaxEnt	MaxEnt	MaxEnt
ODMAP Protocol [d]	N/A	N/A	N/A	YES	No

3. Post-modeling process					
Thresholding (Binary maps)	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes
Overprediction correction	No	No	No	Yes	No
Spatial clipping	Yes	Yes	No	Yes	No
Spatial prioritization	Yes	Yes	Yes	Yes	Yes

[a] EXP = Explanation, PRE = Prediction, PRO = Projection; [b] ATL = Distribution Atlas, COL = Biological collections, ONL = Online databases, FIE = Fieldwork, OTH = Other sources; [d] BIO = Bioclimatic, TOP = Topographic, EDA = Edaphic, LAN = Land cover, ANT = Anthropogenic, HYD = Hydrological, ECO = Ecological or biotic; [d] Only applicable to studies published after Zurell *et al.* (2020).

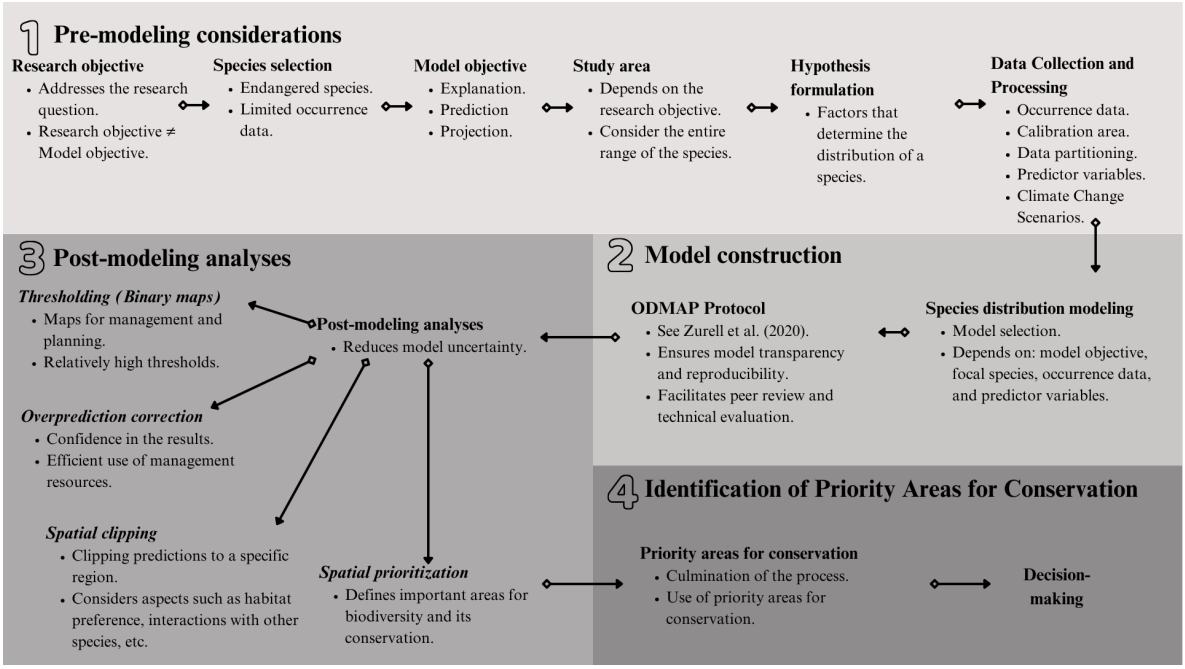


Figure 1. Conceptual framework to guide the proper use of Species Distribution Models (SDMs) in identifying priority areas for the conservation of endangered species.

Case study: Identification of current and future priority areas for the conservation of six endangered bird species in Costa Rica using Species Distribution Models.

This study, conducted by Villegas-Retana (2024), exemplifies how to use Species Distribution Models (SDMs) and other analyses to identify priority areas for species conservation. The work focused on six bird species classified as endangered and critically endangered in Costa Rica.

1) Pre-modeling considerations

-Research objective: to determine current and future priority areas for the conservation of six endangered bird species in Costa Rica using SDMs.

-Species selection: five endangered species (*Chrysuronia boucardi, Driophlox atrimaxillaris, Cephalopterus glabricollis, Carpodectes antoniae* and *Amazona auropalliata*), and one critically endangered species (*Ara ambiguus*).

-Model objective: to perform **prediction** (current distribution) and **projection** (under future climate change scenarios).

-Study area: the entire territory of Costa Rica. Models were calibrated using the complete distribution of each species to avoid truncating their climatic niche.

-Hypothesis formulation: the species' distribution ranges will be modified due to climate change.

-Data collection and processing

- ***Occurrence data:*** data were gathered from eBird and the Global Biodiversity Information Facility (GBIF) and manually filtered. A total of 10,000 background points were established, and spatial thinning was applied to maintain a minimum distance of ≥5 km between occurrence records.
- ***Calibration area:*** a 50 km radius buffer around all occurrences.
- ***Data partitioning:*** block method, recommended for projection purposes.
- ***Predictor variables:*** 19 bioclimatic variables from WorldClim version 2.1 (30").
- ***Climate change scenarios:*** Representative Concentration Pathways (RCPs) projected under RCP 2.6, 4.5, 6, and 8.5 scenarios, using the MIROC 6 model for the periods 2021-2040, 2041-2060, and 2061-2080.

2) Model construction

-Species distribution modeling: Maximum Entropy algorithm (MaxEnt).

-ODMAP protocol: the ODMAP protocol was used to ensure transparency and reproducibility.

3) Post-modeling analyses

- ***Thresholding:*** continuous models were transformed into binary maps using the 10th percentile (P10) threshold, recommended when data come from multiple sources.
- ***Overprediction correction:*** binary maps were clipped based on the known distribution of each species.
- ***Spatial clipping:*** additional clipping based on habitat preferences to delimit the Available Area (AA) and the Protected Available Area (PAA).
- ***Spatial prioritization:*** priority conservation areas are defined as the Available Area (AA) for each species..

4) Determination of priority areas for conservation

-Priority conservation areas

Priority areas should focus on those zones within the Available Area (AA) that are not covered by any protection category, as they are likely more vulnerable.

-Conservation implications

This study represents a first step focused on the management and decision-making for the conservation of these six species.

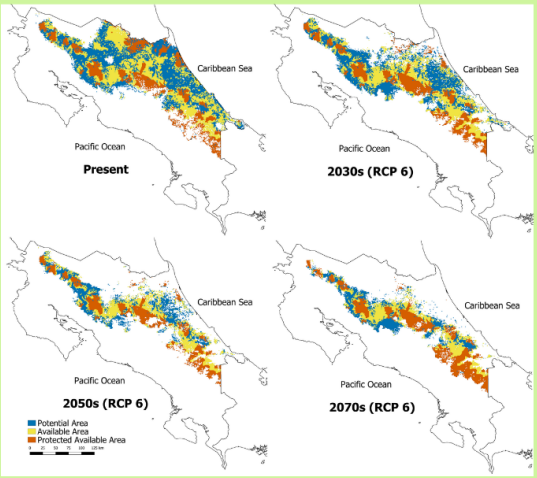


Figure 1. Current and future Potential Area, Available Area, and Protected Available Area for Cephalopterus glabricollis under an intermediate climate change scenario (RCP 6) during the periods 2030, 2050, and 2070 in Costa Rica. **Priority conservation areas are defined as those zones within the Available Area that are not under any protection category.

Figure 2. Case study: Identification of current and future priority areas for the conservation of six endangered bird species in Costa Rica using Species Distribution Models.

ZELEDONIA
Boletín de la Asociación Ornitológica de Costa Rica

El conocimiento ornitológico en el Refugio Nacional de Fauna Silvestre Golfito a 40 años de su creación

Ornithological knowledge in the Golfito National Wildlife Refuge forty years since its creation

Alejandra Rojas-Barrantes [1]

Recibido: 3 de setiembre, 2025. **Revisado**: 15 de noviembre, 2025. **Aceptado**: 20 de noviembre, 2025.

El Refugio Nacional de Fauna Silvestre Golfito (RNFSG) está Ubicado en el Área de Conservación Osa (ACOSA), en el Pacífico Sur de Costa Rica. Fue creado en 1985 mediante el Decreto Ejecutivo N°16373-MAG, y luego ampliado por el Decreto Ejecutivo N°16912- MAG del 22 de abril de 1986 (SINAC 2015). Su creación coincidió con un hito histórico en la región: el fin del enclave bananero en Golfito.

Durante gran parte del siglo XX, Golfito fue el epicentro de una intensa actividad agroexportadora liderada por la Compañía Bananera, filial de la United Fruit Company (en adelante, "la compañía", como se conoce localmente). Desde su establecimiento en la década de 1930, la compañía transformó profundamente el paisaje y la dinámica social de la región mediante el desarrollo de infraestructura portuaria, barrios segregados y un modelo económico basado en el monocultivo del banano (Zúñiga 2020). Las extensas llanuras costeras fueron las áreas más intensamente explotadas. En contraste, las zonas de piedemonte y tierras medias, hasta unos 500 msnm, de difícil acceso y con menor aptitud para el cultivo intensivo, quedaron relativamente marginadas de la intervención agrícola directa. Este patrón de uso diferenciado del territorio, observado también en otras regiones bananeras del país, como el Caribe, donde se ocuparon principalmente las tierras bajas y fértiles, mientras que las áreas montañosas o de piedemonte permanecieron menos intervenidas (Boza-Villarreal 2018), condicionó el mosaico actual de coberturas del paisaje. Aunque

[1] Programa de Investigación y Conservación Playa Cativo Lodge (PIC-PCL). Email: conservation@playacativo.com

Golfito no albergó plantaciones de la magnitud de otras regiones debido a su topografía, su cobertura forestal se vio igualmente afectada por las operaciones de la compañía, orientadas al establecimiento de asentamientos humanos, caminos e infraestructura portuaria.

A finales de los años setenta, el agotamiento de los suelos, la sobreoferta internacional y las crecientes demandas laborales precipitaron el final del enclave. De acuerdo con Royo (2004) en 1984, tras una huelga significativa y una pérdida de interés empresarial, la compañía abandonó Golfito, dejando tras de sí una economía local en crisis y vastas extensiones de tierra sin uso. Fue en este contexto de transición que en 1985 se creó el RNFSG, como un nuevo capítulo en el que la conservación reemplazó al extractivismo, protegiendo así remanentes de bosque secundario que habían coexistido con las plantaciones, y conservando intactos los bosques primarios de las elevaciones montañosas adyacentes.

Aunque no se dispone de registros sistemáticos de avifauna para los primeros años, tras la creación del Refugio, las aves formaban parte del paisaje cotidiano incluso durante la época bananera. Sin embargo, la visión predominante sobre la naturaleza en ese periodo no favorecía su documentación. Tal como lo describe Conejo-Barboza (2016), la “selva” (como se conocía en ese entonces a la cobertura boscosa) fue representada por la compañía bananera como una frontera hostil, un obstáculo a vencer mediante la acción “civilizadora” de tractores y trabajadores, exaltados como nuevos vaqueros del progreso. La biodiversidad local no era percibida como un valor, sino como parte del paisaje a transformar. Así, se desconoce cuáles especies de aves habitaban en los remanentes de bosque que aún resistían entre bananales, o cuáles se perdieron con la expansión agrícola. Esta falta de información histórica representa una deuda ecológica: el tránsito del extractivismo a la conservación ocurrió sin que existiera una línea base clara del pasado natural de Golfito. Hoy, los esfuerzos de inventario cobran mayor relevancia no solo para el manejo del Refugio, sino también como un acto de recuperación de la memoria ecológica de la región.

A pesar de la escasez de registros sistemáticos disponibles públicamente en las primeras décadas del Refugio, existen indicios de esfuerzos científicos tempranos. Un ejemplo es el trabajo de Lieberman (1989), quien documentó las colectas de aves en los Refugios de Vida Silvestre Tapantí y Golfito bajo el auspicio del Departamento de Ornitología de la Sociedad Zoológica de San Diego. Aunque el contenido completo de este estudio no está disponible, su sola existencia sugiere que ya en los años ochenta se realizaban esfuerzos de documentación formal, posiblemente con fines taxonómicos o de colección científica. Esta referencia, aunque fragmentaria, permite reconocer que el conocimiento ornitológico del RNFSG tiene raíces más profundas de lo que los registros digitales actuales podrían reflejar.

Aunque no se puede afirmar con certeza que el conocimiento ecológico sobre el RNFSG haya comenzado recién en los años

noventa, sí es en esa década, particularmente hacia 1999, cuando se cuenta con los primeros informes disponibles públicamente. La transición hacia una documentación más sistemática y acceso a internet coincide con el desarrollo de programas académicos como el curso de Biología de Campo de la Universidad de Costa Rica, que generaron información valiosa sobre la biodiversidad y ecología del Refugio. Más recientemente, con la creación de la Sede del Sur, se registra un trabajo final de graduación de estudiantes de la carrera de Turismo Ecológico, orientado al análisis del potencial del RNFSG como destino para el turismo de aves (Castro-Castro y Zúñiga-Mora 2018). Otro estudio actualmente en preparación retoma el potencial del RNFSG para el turismo de aves (C. Murillo, com. pers., 18 de julio 2025).

Plataformas de ciencia ciudadana como eBird (eBird 2025), activa desde 2002, han permitido consolidar una lista de especies durante las últimas décadas. Luego, a partir de 2015, el proyecto "Aves de Golfito" (asociado a la Cámara de Turismo del Golfo Dulce) inició conteos navideños de aves en el RNFSG y zonas aledañas, fortaleciendo el monitoreo participativo y promoviendo la ciencia ciudadana en la región. El proyecto no se ha limitado a la recolección de observaciones, sino que ha impulsado la formalización del conocimiento. Un ejemplo clave es la publicación de la lista actualizada de aves marinas del Golfo Dulce (Rojas-Barrantes y Sandoval 2024), la cual es el primer esfuerzo sistemático y documentado para compilar y verificar los registros ornitológicos de esta región. Este trabajo constituye una herramienta de referencia esencial para validar observaciones, corregir errores históricos en bases de datos abiertas y proporcionar una base científica sólida para futuras investigaciones ecológicas y de conservación.

Los resultados de la revisión de datos obtenidos por esfuerzos de monitoreo comunitario indican que la avifauna del RNFSG está compuesta por 288 especies, distribuidas en 21 órdenes y 48 familias (Aves de Golfito 2024), lo que representa aproximadamente el 30,6 % del total de especies de aves registradas en Costa Rica según la lista actualizada de eBird/Clements (Cornell Lab of Ornithology, 2025). Además, la composición por grupos funcionales evidencia el valor del Refugio como un mosaico de hábitats esenciales para especies especializadas y generalistas por igual, muchas de ellas con papeles ecológicos clave como el control de insectos, la dispersión de semillas y el mantenimiento del equilibrio ecológico.

Aunque los datos recopilados hasta la fecha no permiten establecer comparaciones directas con los primeros años del Refugio debido a la ausencia de líneas base continuas, sí representan un insumo fundamental para dimensionar la diversidad actual y dirigir la investigación futura en relación con la avifauna. En general, se identifican siete fuentes de información que abordan la avifauna del RNFSG, publicados entre 1989 y la actualidad (Cuadro 1), además de la base de datos abierta de la plataforma eBird (2025). Estos trabajos representan avances importantes en el conocimiento de las aves del área y permiten

contextualizar la evolución del esfuerzo investigativo en la región.

La información sobre la avifauna en el RNFSG ha sido generada principalmente por esfuerzos universitarios, ciencia ciudadana y monitoreo comunitario, con una clara ausencia de investigaciones ecológicas formales a largo plazo (Cuadro 1). La mayoría de los estudios corresponden a trabajos de campo universitarios o conteos puntuales, sin un enfoque sistemático en la composición, estructura o dinámica de las comunidades de aves del Refugio. Este panorama de estudios revela que, si bien existen registros valiosos, aún persisten vacíos importantes en cuanto al conocimiento ecológico profundo de la avifauna del RNFSG.

Recomendaciones para investigación futura

Para comprender con mayor profundidad el papel de las aves en el ecosistema local en el RNFSG, se recomienda impulsar las siguientes líneas de investigación:

Estudios de composición y estructura de comunidades de aves: Es fundamental caracterizar la composición específica y la estructura de las comunidades de aves residentes y migratorias en los distintos hábitats del refugio (bosque, manglar, áreas abiertas). Esto permitiría identificar patrones de dominancia, rareza, y relaciones ecológicas entre especies.

Monitoreo a largo plazo y tendencias poblacionales: La implementación de censos periódicos permitiría detectar variaciones temporales en la abundancia y riqueza, esenciales para entender los efectos del cambio climático, la degradación del manglar y otros factores antrópicos.

Estudios de ensamblajes y dinámica estacional: Analizar la estructura de los ensamblajes de aves a lo largo del año, considerando la migración boreal y austral, permitirá identificar especies indicadoras, períodos críticos y el valor del refugio como sitio de paso o residencia temporal.

Interacciones ecológicas clave (frugivoría, insectivoría, polinización): Algunas especies registradas cumplen roles esenciales en el ecosistema (como los atrapamoscas, tucanes, mieleros o reinitas). Estudiar sus interacciones por grupos tróficos puede ayudar a comprender procesos de regeneración, control de plagas o conectividad ecológica.

Evaluación del estado de conservación del manglar y su efecto sobre las aves: Dado el nivel de degradación en zonas de manglar del Refugio, se hace urgente evaluar cómo esto está afectando la presencia de especies especializadas y su valor como hábitat crítico.

Impactos del cambio climático en la fenología y distribución de aves: Cambios en la temperatura, régimen de lluvias y eventos extremos pueden estar modificando los patrones de migración, anidación y presencia de especies. El monitoreo de estos efectos permitirá anticipar posibles pérdidas de biodiversidad y proponer medidas de adaptación.

Uso de tecnologías para monitoreo no invasivo (bioacústica, cámaras trampa, eBird): Incorporar herramientas

tecnológicas puede ampliar la escala del monitoreo, aumentar la participación comunitaria y fortalecer capacidades locales para la investigación. Articular el saber científico con iniciativas de ciencia participativa permite, además, identificar especies bioindicadoras, aquellas con poblaciones pequeñas o en peligro, y otras de interés para la conservación, lo que orienta de forma más precisa los esfuerzos de manejo y protección.

Conclusión

La avifauna del RNFSG representa una oportunidad única para comprender procesos ecológicos en un paisaje que ha transitado de la agroindustria al conservacionismo. En este contexto, los estudios técnicos, especialmente aquellos enfocados en la composición y estructura de las comunidades de aves, adquieren un valor estratégico. No se trata únicamente de documentar especies, sino de revelar relaciones tróficas, dinámicas de ensamblaje, fluctuaciones poblacionales y respuestas ecológicas a presiones ambientales. Este conocimiento es especialmente importante en relación con los efectos del cambio climático, tal como lo expone Resende Braga *et al.* (2022) y Wolfe *et al.* (2025).

Las recomendaciones aquí planteadas esbozan un marco de investigación que puede fortalecer la gestión adaptativa del Refugio. Desde el monitoreo de tendencias poblacionales hasta el estudio de interacciones ecológicas clave, cada línea propuesta contribuye a una comprensión más integral del ecosistema. En particular, el uso de tecnologías no invasivas y la identificación de especies bioindicadoras ofrecen herramientas concretas para orientar los esfuerzos de conservación.

Según la propuesta de Plan de Manejo de SINAC (2015), entre 2005 y 2015 la producción de conocimiento científico dentro del RNFSG disminuyó de forma notable. Aunque se cuenta con una línea base sobre algunos componentes de flora y fauna, esta resulta insuficiente para evaluar rigurosamente la integridad ecológica de los Elementos Focales de Manejo definidos para el área. A una década de la publicación de ese diagnóstico dentro de la propuesta de plan de manejo, no se ha documentado públicamente una mejora sustancial en la generación de información ecológica desde la institucionalidad. Esta situación evidencia la necesidad urgente de fortalecer los programas de monitoreo biológico desde el mismo SINAC, mediante la contratación de personal especializado y la apertura efectiva de alianzas con centros académicos, grupos locales y organizaciones científicas. La gestión del conocimiento no puede recaer exclusivamente en actores externos; el éxito de la conservación depende también de una gobernanza ambiental activa que priorice la investigación aplicada como eje fundamental para la toma de decisiones.

Referencias

Araya-Ajoy, Y. M. 2005. *Efecto del ciclo de marea en la composición de aves en la zona intermareal del manglar Llano Bonito*. Informe de curso Biología de Campo. Universidad de Costa Rica, Golfito, Costa Rica.

Aves de Golfito. 2024. *Resultados del VII Conteo de Aves de Golfito.* Disponible en: https://avesdegolfito.org/conteosdeaves

Boza-Villarreal, A. 2018. Entre el indigenismo y las compañías bananeras internacionales: El origen de las reservas indígenas en Costa Rica, 1907-1956. *Amérique Latine Histoire et Mémoire. Les Cahiers ALHIM. Les Cahiers ALHIM*, 36, 1-12.

Castro-Castro, A. y Zúñiga-Mora, Y. 2018. *Potencial del turismo de aves en el Refugio Nacional de Fauna Silvestre Golfito*. Trabajo Final de Graduación. Universidad de Costa Rica Sede del Sur. Golfito, Costa Rica.

Conejo-Barboza, L. A. 2016. La prosperidad hemisférica y el beneficio mutuo: Una visión geopolítica de la naturaleza por parte de la United Fruit Company en la división Golfito 1938-1962. *Historia Ambiental Latinoamericana y Caribeña (HALAC) Revista de la Solcha*, 6 (1), 184–210. https://doi.org/10.5935/2237-2717.20160010

Cornell Lab of Ornithology. 2025. *The eBird/Clements Checklist of Birds of the World: v2025*. https://www.birds.cornell.edu/clementschecklist/introduction/updateindex/october-2025/

eBird. 2025. *eBird: An online database of bird distribution and abundance*. Cornell Lab of Ornithology. https://ebird.org

González, M. A. 1999. *Relación del tamaño de la comisura del pico de aves frugívoras con el tamaño de fruto y la diversidad de dieta*. Informe de curso Biología de Campo. Universidad de Costa Rica, San José, Costa Rica.

Lieberman, A. 1989. *Aves recolectadas en los Refugios de Vida Silvestre Tapantí y Golfito*. Ornithology Department. The Zoological Society of San Diego. sd.

Resende Braga, M., Jorge, L. R., Alex, E. J., Rafael, L., y Sara, V. 2022. Future Climate Change Will Impact the Migration of New World Migrant Flycatchers (Tyrannidae). *Ornithology Research*, 30(1), 63-74. https://doi.org/10.1007/s43388-022-00081-6

Rojas-Barrantes, A., y Sandoval, L. 2024. An Updated Checklist of the Marine Birds (Aves) of Golfo Dulce, Southern Costa Rica. *Check List*, 20(1), 184-198.

Royo, A. 2004. La ocupación del pacífico sur costarricense por parte de la compañía bananera (1938-1984). *Diálogos Revista Electrónica de Historia*, 4(2), 0. Disponible en: https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=43940207

Sánchez, C. 1999. Remoción de frutos por aves en tres especies de plantas: preferencia entre especies y métodos de forrajeo. Informe de curso Biología de Campo. Universidad de Costa Rica, Golfito, Costa Rica.

SINAC (Sistema Nacional de Áreas de Conservación). 2015. *Propuesta de Plan General de Manejo del Refugio Nacional de Fauna Silvestre Golfito, 2016 - 2025*. Área de Conservación Osa. Región Brunca - Costa Rica. 133 p.

Villalobos, S. A., y Quesada, M. 1997. Afluencia de colibríes a inflorescencias de *Heliconia danielsiana* (Musaceae) y *Calathea lutea* (Marantaceae) en el Refugio de Golfito. Informe de curso Biología de Campo. Universidad de Costa Rica, San José, Costa Rica.

Wolfe, J. D., David, L., Vitek, J., Jeremy, C., Erik, J., Robert Jr., B., y Philip, S. 2025. Climate Change Aggravates Bird Mortality in Pristine Tropical Forests. *Science Advances*, 11(5), 1-6. https://doi.org/10.1126/sciadv.adq8086

Zúñiga, E. F. 2020. Historia del Cantón de Golfito, Costa Rica años 1864-2011. *Revista de Ciencias Sociales*, 167, 135-160.

Cuadro 1. Información sobre la avifauna del Refugio Nacional de Fauna Silvestre Golfito de 1989-2025.

Año	Autoría	Tipo de estudio	Observaciones clave
1989	Lieberman (Zoological Society of San Diego)	Colecta	Referencia incompleta, pero indica colectas tempranas.
1997	Villalobos y Quesada (UCR Curso Biología de campo)	Ecología de poblaciones y comunidades	Informe universitario de investigación
1999	González (UCR Curso Biología de campo)	Ecología de poblaciones y comunidades	Informe universitario de investigación
1999	Sánchez (UCR Curso Biología de campo)	Ecología de poblaciones y comunidades	Informe universitario de investigación
2002-2025	Ebird (ciencia ciudadana)	Inventario/Listas por esfuerzo	Datos abiertos con valor para análisis de riqueza
2005	Araya-Ajoy (UCR Curso Biología de campo)	Ecología de poblaciones y comunidades	Informe universitario de investigación
2015-2024	Aves de Golfito (conteos navideños)	Monitoreo comunitario	Registro anual de especies, participación local
2018	Castro-Castro y Zúñiga-Mora (Trabajo Final de Graduación, UCR - Sede del Sur)	Análisis del potencial para aviturismo	Trabajo final de graduación

Colibrí Colirrufo (Amazilia tzacatl)

El colibrí colirrufo tiene un tamaño mediano (5.2 g) y es reconocible por su cola rufo brillante y su pico rosado con punta negra. Presenta un plumaje predominantemente verde, con garganta y pecho más brillantes en los machos. Se alimenta principalmente de néctar y pequeños insectos y es una de las especies de colibríes más comunes en bordes de bosque, jardines y áreas agrícolas. Está ampliamente distribuido desde el sur de México, Centroamérica, hasta el norte de Sudamérica, donde ocupa principalmente tierras bajas, aunque localmente alcanza elevaciones medias y altas (1,300 msnm). Es un colibrí muy agresivo y territorial que defiende activamente sus fuentes de alimento frente a otros colibríes e incluso insectos grandes. La especie es polígama; los machos defienden territorios florales asociados al cortejo. La reproducción varía según la región, y tiene lugar durante gran parte del año. Las hembras construyen nidos en forma de copa en arbustos o árboles pequeños, y ponen dos huevos y asumen por completo el cuidado parental. Los pichones empluman alrededor de las tres semanas, aunque dependen de la madre por varias semanas más. Esta especie ha expandido su distribución y abundancia en algunas regiones como consecuencia de la deforestación. Se adapta fácilmente a áreas urbanas con pequeños parques y parches de bosque y ha demostrado gran adaptabilidad para usar materiales plásticos en la construcción de su nido.

En este número de Zeledonia, Levey y Avalos presentan un nuevo registro de uso de materiales plásticos en la construcción del nido de *Amazilia tzacatl*, lo cual confirma la adaptabilida de esta especie a entornos humanos y el uso de materiales plásticos. Estos registros abren nuevas líneas de investigación sobre el impacto de la urbanización y la contaminación por plásticos y sus consecuencias sobre la biología de las aves en entornos urbanos.

Fotografía de la portada por **Dallas R. Levey.**Texto por **Gerardo Avalos**.

ASOCIACIÓN ORNITOLÓGICA DE COSTA RICA