

Diversidad y estructura del ensamble de aves en un remanente urbano de bosque seco tropical en Santa Marta, Colombia

Diversity and structure of the bird assemblage in an urban remnant of tropical dry forest in Santa Marta, Colombia

Guido Spinelli  ^a, Jorge Luis Gutiérrez-Guillén ^a, Juan Porto-Herrera ^{acd}
Josué Mendoza-Hewitt ^{ac}, Ramyhel Paz-González ^a, Rubén Contreras ^{abc}, Jorge Merchán ^b

^a Fundación Red de Conservación Ciencia y Colaboración Sin Fronteras (OTUS CONSERVATION), Colombia

^b Universidad del Magdalena, Colombia

^c Grupo de Investigación en Restauración Ecosistémica y Ecología Urbana, Colombia

^d Asociación Universitaria de Investigación Ornitológica del Magdalena, Colombia

Recibido: mayo 2, 2025

Aceptado: noviembre 4, 2025

Publicado en línea: febrero 23, 2026

<https://doi.org/10.21068/2539200X.1316>



Resumen

La Quinta de San Pedro Alejandrino es un área de alta relevancia ecológica dentro de la matriz urbana de Santa Marta, al albergar un remanente de bosque seco tropical, uno de los ecosistemas más amenazados del Neotrópico. Con el objetivo de evaluar la diversidad y estructura del ensamble de aves presente en este sitio, se realizaron registros mediante recorridos de observación no sistemáticos. Las especies fueron clasificadas según atributos biogeográficos, estatus de conservación a nivel nacional y global, gremios tróficos y frecuencia relativa. La diversidad se estimó mediante los números de Hill. Se registraron 85 especies de aves, incluyendo una especie casi endémica y una amenazada a nivel nacional y global. Las especies más abundantes fueron *Brotogeris jugularis*, *Tyrannus dominicensis* y *Tyrannus melancholicus*. El gremio insectívoro fue el más representado, seguido de los frugívoros y carnívoros. De acuerdo con la frecuencia relativa, 17 especies fueron clasificadas como muy comunes, 14 como comunes, 35 como poco comunes y 19 como raras. Los valores de diversidad obtenidos fueron $q^0 = 85$, $q^1 = 38,27$ y $q^2 = 26,80$. Se documentaron además dos registros de reproducción y un posible caso de dicromatismo sexual en *Amazona ochrocephala*. Estos resultados destacan este remanente como refugio y corredor funcional para aves residentes y migratorias en un entorno urbano en constante transformación.

Palabras clave: avifauna urbana, fragmentación del paisaje, conectividad funcional, ecología del paisaje, monitoreo de biodiversidad.

Abstract

The Quinta de San Pedro Alejandrino is an area of high ecological relevance within Santa Marta's urban matrix, as it harbors a patch of tropical dry forest, one of the most threatened ecosystems in the Neotropics. To evaluate the diversity and structure of the bird assemblage present at this site, records were obtained through non-systematic observational surveys. Species were classified according to biogeographic attributes, national and global conservation status, trophic guilds and relative frequency. Diversity was estimated using Hill numbers. A total of 85 species were recorded, including one near-endemic and one species threatened at both national and global levels. The most abundant species were *Brotogeris jugularis*, *Tyrannus dominicensis*, and *T. melancholicus*. The insectivorous guild was the most represented, followed by frugivores and carnivores. Based on relative frequency, 17 species were classified as very common, 14 as common, 35 as uncommon and 19 as rare. Diversity values were $q_0 = 85$, $q_1 = 38.27$ and $q_2 = 26.80$. Additionally, two breeding records and a possible case of sexual dichromatism in *Amazona ochrocephala* were documented. These results highlight the importance of this remnant as a refuge and functional corridor for resident and migratory birds within an urban environment undergoing continuous transformation.

Keywords: urban avifauna, landscape fragmentation, functional connectivity, landscape ecology, biodiversity monitoring.

Introducción

El parche de bosque seco tropical (BST) que caracteriza a la Quinta de San Pedro Alejandrino (QSPA) se encuentra entre los ecosistemas más amenazados del trópico (Pizano et al., 2016). Su degradación se ha atribuido principalmente a actividades antrópicas como la urbanización, la agricultura y la ganadería, favorecidas por la alta fertilidad de sus suelos (Pizano et al., 2014; Instituto Humboldt, 2015). Estas presiones han promovido la transformación del paisaje mediante procesos de fragmentación y pérdida de hábitat, que constituyen una de las principales amenazas para la biodiversidad a escala global (Chace & Walsh, 2006; Fahrig, 2003; McKinney, 2008).

En este contexto, la QSPA desempeña un papel relevante al albergar uno de los parches más representativos de BST en el entorno urbano de Santa Marta. Este parche está conformado por vegetación secundaria caracterizada por un dosel discontinuo y estratos de copas irregulares (IDEAM, 2010). Tales características estructurales, sumadas a la cercanía con el río Manzanares, favorecen la presencia de una diversa comunidad de aves, al generar condiciones

propicias para la coexistencia de especies con distintos requerimientos ecológicos (Strewe et al., 2009).

Los bosques urbanos han sido reconocidos como refugios clave para la biodiversidad en paisajes altamente transformados (Asenjo et al., 2023; Rivera-Gutiérrez, 2006). Además de mitigar algunos efectos negativos de la urbanización, estos espacios proveen servicios ecosistémicos esenciales, como la regulación del clima urbano, la captura de carbono y la polinización (Elmqvist et al., 2013), y contribuyen al mantenimiento de la funcionalidad ecológica al albergar aves y otros grupos taxonómicos (Asenjo et al., 2023; Sainz-Borgo, 2015).

La ciudad de Santa Marta, ubicada en la región Caribe al norte de Colombia, se encuentra dentro de la franja caribeña de endemismo de aves, reconocida por su alta diversidad biológica y su valor prioritario para la conservación (Chaparro-Herrera et al., 2024; Stattersfield et al., 1998). No obstante, en las últimas décadas ha experimentado un acelerado proceso de expansión urbana que puede incidir negativamente sobre la diversidad al alterar los ecosistemas locales y comprometer la persistencia de las especies (Turrini & Knop, 2015). La creciente heterogeneidad del

paisaje asociada a este proceso puede conducir a la pérdida de especies autóctonas y a la simplificación de las comunidades ecológicas (Sidemo-Holm et al., 2022).

En consecuencia, los remanentes boscosos dentro del entorno urbano de Santa Marta —como los de la Universidad del Magdalena, Palangana, Bonito Gordo, Buenos Aires, La Llorona, Kalashe y la Institución Educativa Distrital Técnica INEM Simón Bolívar y la QSPA— son fundamentales para mantener la conectividad ecológica y favorecer la persistencia de las especies en un paisaje fragmentado (Barranco-Pérez et al., 2016). Sin embargo, los estudios sobre avifauna en parches de bosques urbanos de la ciudad son escasos. Hasta la fecha, solo se han documentado investigaciones en la Universidad del Magdalena (Tamaris-Turizo & Hernández-Palma, 2022; Strewe et al., 2009) y en el INEM Simón Bolívar (Aragón Polo, 2024), mientras que en la QSPA no existen estudios que evalúen la diversidad, estructura y aspectos ecológicos del ensamble de aves.

Este vacío de conocimiento limita la implementación de estrategias efectivas de conservación, dado que, si bien se ha demostrado que los parches de bosques urbanos pueden albergar una biodiversidad significativa, aún se desconoce cómo factores como el tamaño del parche, el grado de aislamiento y las presiones antrópicas influyen en la avifauna local (Cediel & Lozano-Flórez, 2020; Castellanos et al., 2019; Restrepo-Zuluaga, 2023). Por ello, resulta fundamental generar información científica que permita evaluar el estado de conservación de estos remanentes y su papel en el mantenimiento de la biodiversidad local.

En este marco, el presente estudio tuvo como objetivo evaluar la diversidad y la estructura del ensamble de aves en un parche urbano de bosque seco tropical ubicado en la QSPA, Santa Marta, Colombia, aportando insumos relevantes para la conservación, la gestión ambiental y la planificación urbana sostenible.

Metodología

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en la QSPA, ubicada en la zona urbana del Distrito Turístico, Cultural e Histórico de Santa Marta, Magdalena, Colombia (11°13'41.73" N, 74°10'41.43" O; 25 m s. n. m.; Figura 1). El área abarca aproximadamente 22 ha, de las cerca de 15 ha que corresponden a parches de BST, incluyendo un sector de vegetación subxerofítica (Jiménez-Ferbans et al., 2008). Adicionalmente, debido a su proximidad a un tramo del río Manzanares, el sitio alberga un bosque de galería (Strewe et al., 2009).

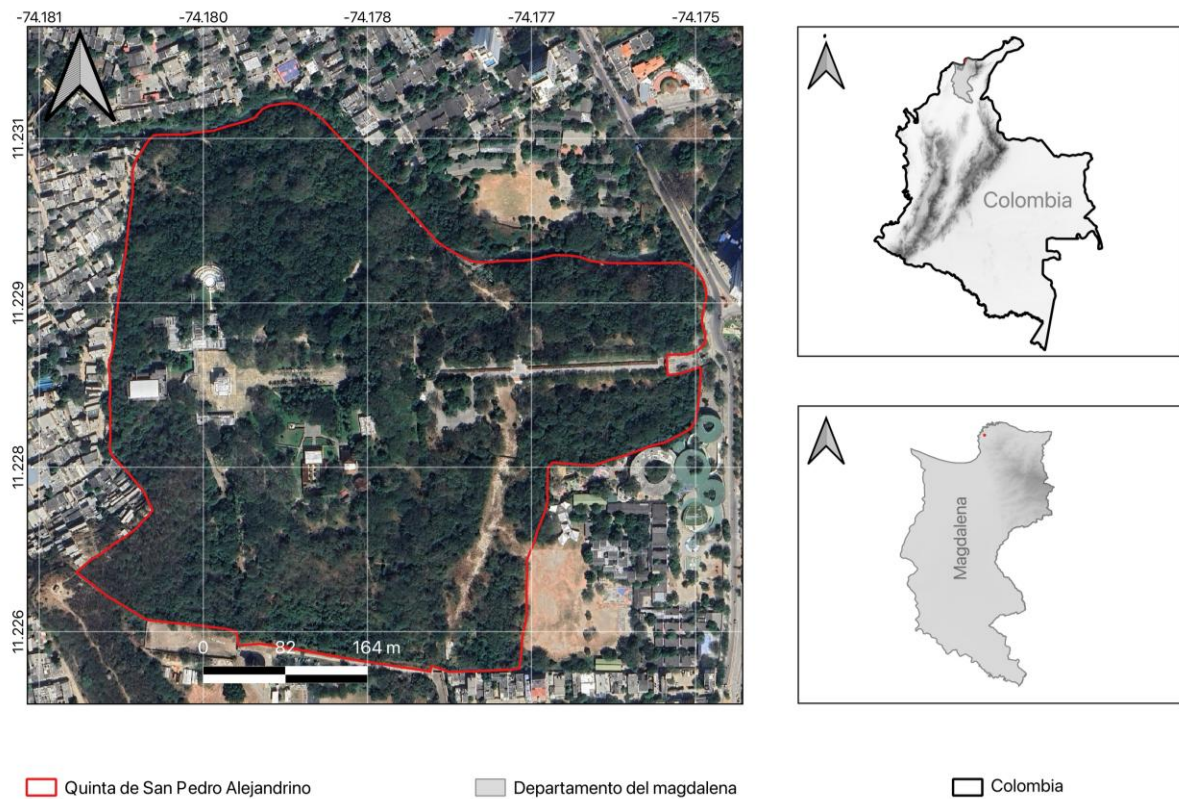
Estos ecosistemas han sido considerablemente modificados por la introducción de especies vegetales exóticas y por procesos de remodelación paisajística asociados al uso urbano del área (Jiménez-Ferbans et al., 2008). La temperatura media anual es de 27 °C y la precipitación promedio es de 608,8 mm, con un régimen de lluvias unimodal (Rangel-Ch. & Carvajal-Cogollo, 2012). La temporada lluviosa se extiende de junio a noviembre, mientras que de diciembre a mayo predomina la temporada seca, influenciada por los vientos alisios del noreste (Andrade, 1993; Cabrera & Donoso, 1993).

Toma y análisis de datos

Se realizaron 16 muestreos distribuidos en dos periodos: ocho entre agosto y octubre de 2022 y ocho en el mismo intervalo de 2024. La observación de aves se efectuó mediante recorridos libres (Chaparro-Herrera et al., 2025), durante los cuales un único observador registró todas las especies detectadas visual o auditivamente en cada evento de muestreo.

Las observaciones se realizaron en horario matutino (06:00–09:00 h, UTC-5), con una duración promedio de 2,03 h por jornada y un recorrido promedio de 1,74 km. El esfuerzo total fue de 32,5 h, realizado principalmente en días sin lluvia para maximizar la detectabilidad de las especies (Kéry & Schmidt, 2008).

Durante cada jornada se registró la abundancia de las especies mediante detección visual y auditiva (Anderson et al., 2015), así como observaciones sobre aspectos ecológicos relevantes, incluidos eventos

Figura 1. Área de estudio en la Quinta de San Pedro Alejandrino, Santa Marta, Colombia.

reproductivos. Para la identificación en campo se utilizaron binoculares Tasco 8×42 y una cámara Nikon P1000, que permitió obtener registros fotográficos de apoyo para la confirmación taxonómica. La identificación de las especies se basó en las guías de Ayerbe-Quiñones (2019), Hilty & Brown (2001) y McMullan et al. (2018).

Las detecciones auditivas fueron corroboradas mediante la plataforma XenoCanto. Los cantos se registraron con un iPhone XS Max y, en casos específicos, se compararon con grabaciones de referencia mediante el análisis de espectrogramas con el software Raven Pro 1.6 (Cornell Lab of Ornithology, 2014).

Clasificación y análisis de datos

La nomenclatura taxonómica siguió la propuesta de Remsen et al. (2025). El estatus migratorio se asignó de acuerdo con Echeverry-Galvis et al. (2022), el endemismo según Chaparro-Herrera et al. (2024) y las categorías de amenaza se determinaron con base en

el *Libro Rojo de aves de Colombia* (Renjifo et al., 2016) y la Lista Roja de la IUCN (IUCN, 2024). Los gremios tróficos se asignaron siguiendo el Protocolo para la Medición de Rasgos Funcionales en Aves (Salgado-Negret, 2015), a partir de información secundaria y observaciones de campo.

La abundancia relativa (P_i) de cada especie se calculó utilizando la fórmula:

$$P_i = \left(\frac{n_i}{N} \right) * 100$$

Donde n_i corresponde al número de individuos de la especie y N al total de individuos registrados (Magurran, 1988). La frecuencia de observación por días se clasificó según Strewé et al. (2009) en: muy comunes (90–100 %), comunes (51–89 %), poco comunes (10–50 %) y raras (< 10 %).

La diversidad alfa se estimó mediante los números de Hill (Chao & Jost, 2015), considerando los órdenes q^0 (riqueza de especies), q^1 (especies comunes) y q^2 (especies dominantes). Los análisis se realizaron en

RStudio versión 4.1 (R Core Team, 2024) utilizando el paquete iNEXT. Se generaron curvas de interpolación y extrapolación con intervalos de confianza del 95 % para evaluar la cobertura del muestreo (Chao et al., 2014).

Para caracterizar las condiciones climáticas durante los años de muestreo, se utilizó el Índice Multivariado ENSO (MEI) de la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA, 2024). Las diferencias interanuales en riqueza y número de registros se evaluaron mediante dos aproximaciones complementarias: 1) una comparación descriptiva de los datos agregados por año y 2) análisis inferenciales que consideraron los muestreos como unidades independientes, dado que no se detectó autocorrelación de primer orden según la prueba de Durbin-Watson para la riqueza de especies (DW = 2,210; p-value = 0,566) ni para el número de individuos (DW = 1,612; p-value = 0,140).

La comparación del número de registros se realizó mediante una prueba *t*, al cumplirse los supuestos de normalidad (Shapiro-Wilk: $W = 0,987$, $p = 0,995$) y homogeneidad de varianzas (prueba F: $F = 0,47169$, $gl = 7$, $p = 0,3427$). Para la riqueza de especies, se aplicó la prueba U de Mann-Whitney, debido a la evidencia de una distribución no normal ($W = 0,79833$; $p = 0,002588$).

Finalmente, se realizó un análisis multidimensional no métrico (nMDS) para evaluar la variación temporal en la composición de especies, a partir de una matriz de presencia-ausencia y de coeficientes de disimilitud de Sørensen, calculados con la función *vegdist* del paquete *vegan* en R. La ordenación se efectuó en dos dimensiones, con un valor de *stress* $\approx 0,177$ y un R^2 no métrico $\approx 0,97$. Posteriormente, se aplicó una PERMANOVA para evaluar la significancia y la bondad de ajuste (R^2), previa verificación de la homogeneidad de la dispersión multivariada mediante la prueba *betadisper* ($F = 0,0225$; permutaciones = 1 000; $p = 0,8641$).

Resultados

Estructura y composición de especies

Se obtuvo un total de 2899 registros de aves, correspondientes a 85 especies, 66 géneros, 25 familias y 14 órdenes (Tabla 1; Figura 2). De las especies registradas, 64 fueron residentes y 21 migratorias, de las cuales 17 correspondieron a migratorias boreales y 4 a migratorias australes. Adicionalmente, se registró una especie casi endémica, *Saucerottia saucerottei* (Tabla 1).

A nivel de orden, Passeriformes presentó la mayor riqueza, con 40 especies, seguido de Pelecaniformes y Psittaciformes, con 5 especies cada uno. En cuanto a la riqueza por familia, Tyrannidae fue la más diversa (17 especies), seguida de Icteridae, Ardeidae y Psittacidae, con 5 especies cada una.

Durante el estudio se documentaron dos eventos reproductivos, correspondientes a *Coragyps atratus* y *Gampsonyx swainsonii* (Figura 3). En *G. swainsonii* se registró un evento de cópula en octubre de 2022 sobre una rama expuesta de *Pseudalbizzia niopoides*. En *C. atratus*, en agosto de 2024 se observó un adulto incubando dos huevos moteados en un nido construido directamente sobre el suelo. La puesta se registró el 30 de agosto y la eclosión ocurrió alrededor del 8 de octubre. Posteriormente, se evidenció una marcada diferencia en el tamaño de los polluelos, lo que sugiere eclosión asincrónica.

Figura 2. Representación fotográfica de algunas de las especies de aves registradas en La Quinta de San Pedro Alejandrino, Santa Marta, Colombia.



Nota. A) *Parkesia noveboracensis*; B) *Tyrannus savana*; C) *Momotus subrufescens*; D) *Asio clamator*; E) *Gampsonyx swainsonii*; F) *Brotogeris jugularis*.

Figura 3. Eventos reproductivos observados en La Quinta de San Pedro Alejandrino, Santa Marta, Colombia.



Nota. A) *G. swainsonii* en cópula sobre una rama expuesta; B) *C. atratus* incubando dos huevos; C) polluelos de *C. atratus*, uno aún húmedo tras la eclosión.

Abundancia relativa y frecuencia de observación

Las especies con mayor abundancia relativa fueron *Brotogeris jugularis* (10,73 %), *Tyrannus dominicensis* (5,52 %), *Tyrannus tyrannus* (5,00 %), *Tyrannus melancholicus* (4,97 %) y *Melanerpes rubicapillus* (4,83 %). El resto de las especies presentó valores inferiores al 4 % (Tabla 1).

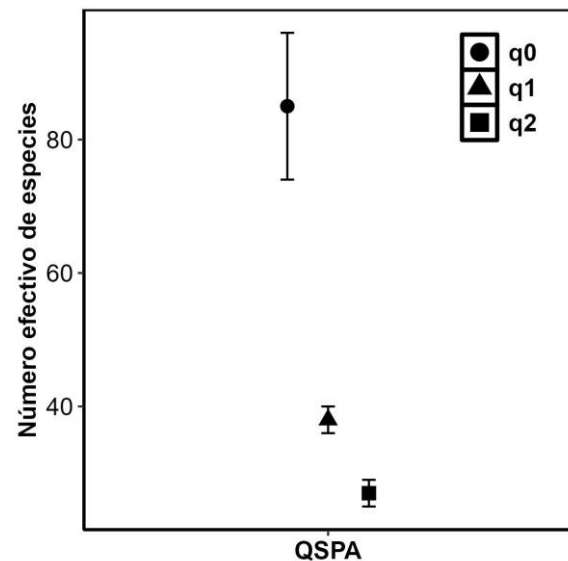
Con base en la frecuencia de observación por días, 17 especies fueron clasificadas como muy comunes, 14 como comunes, 35 como poco comunes y 19 como raras. Entre las especies residentes, 17 fueron categorizadas como muy comunes, incluyendo *Coragyps atratus*, *Columbina squammata*, *Hypnelus ruficollis*, *Icterus nigrogularis*, *Saltator olivascens*, *Campylorhynchus griseus*, *Megarynchus pitangua*, *Tyrannus melancholicus*, *Brotogeris jugularis* y *Amazona ochrocephala*, todas registradas en la totalidad de los muestreos. Además, se identificaron 11 especies residentes comunes, 22 poco comunes y 14 raras (Tabla 1).

Entre las migratorias boreales, *Tyrannus dominicensis*, *Setophaga petechia* y *Tyrannus tyrannus* fueron clasificadas como comunes; 9 especies fueron poco comunes y 5 raras (Tabla 1). Las cuatro especies migratorias australes registradas (*Tyrannus savana*, *Myiodynastes maculatus*, *Progne tapera* y *Vireo chivi*) fueron clasificadas como poco comunes.

Diversidad efectiva (números de Hill)

El análisis de diversidad asintótica indicó una riqueza observada (q_0) de 85 especies, mientras que el estimador sugirió una riqueza esperada de $95,89 \pm 9,63$ (IC 95 %: 77–114,8) (Figura 4). La cobertura de muestreo fue alta ($SC = 0,99$), lo que indica que el esfuerzo realizado fue representativo, aunque sugiere la posible presencia de especies adicionales no detectadas.

Figura 4. Patrón de diversidad de aves (q_D) en la Quinta de San Pedro Alejandrino, Magdalena, Colombia.



Nota. q_0 = riqueza de especies, q_1 = número efectivo de especies igualmente comunes; q_2 = número efectivo de especies dominantes.

El valor estimado de q_1 fue de $38,27 \pm 0,66$ (IC 95 %: 36,98–39,56), mientras que q_2 alcanzó $26,80 \pm 0,70$ (IC 95 %: 25,42–28,17), lo que refleja una comunidad compuesta por múltiples especies con una distribución relativamente homogénea de abundancias.

Estatus de conservación

De acuerdo con las categorías de amenaza a nivel nacional e internacional, únicamente *Ara militaris* se encuentra en la categoría Vulnerable (VU). El resto de las especies no están listadas en el *Libro Rojo de aves de Colombia* o se encuentran en la categoría de Preocupación Menor (LC) según la IUCN (2024).

Estructura trófica

Se identificaron nueve gremios tróficos. El gremio insectívoro fue el más representado, con 34 especies, principalmente de los órdenes Passeriformes y las familias Tyrannidae, Parulidae, Troglodytidae y Furnariidae. Le siguió el gremio frugívoro con ocho especies, dominado por Psittacidae (cinco especies) y Thraupidae (tres especies).

Los gremios carnívoro y piscívoro estuvieron representados por siete especies cada uno. El gremio carnívoro incluyó especies de las familias Falconidae (una especie), Accipitridae (tres especies) y Strigidae (tres especies), mientras que el gremio piscívoro estuvo compuesto por especies de Ardeidae (cuatro especies) y Alcedinidae (tres especies). Los gremios carroñero y granívoro incluyeron tres especies cada uno, restringidas a Cathartidae y Columbidae, respectivamente.

Los gremios mixtos mostraron una diversidad moderada, con cinco especies insectívoro-frugívoras, cuatro nectarívoro-insectívoras, dos frugívoro-insectívoro y dos carnívoro-insectívoro. Finalmente, se registró una especie en cada uno de los gremios frugívoro-granívoro, granívoro-frugívoro y piscívoro-insectívoro.

Diferencias entre los dos años de muestreo (2022–2024)

Durante ambos periodos de muestreo se registraron condiciones asociadas al fenómeno de La Niña. En 2022, este evento presentó mayor intensidad, tras dos años sin cambios marcados de fase, mientras que en 2024 los valores del MEI fueron menores y estuvieron precedidos por condiciones neutrales y de El Niño.

El esfuerzo de muestreo fue comparable entre años, con 1422 registros en 2022 ($178 \pm 14,3$ registros por muestreo) y 1477 registros en 2024 ($185 \pm 20,9$), lo que representa una diferencia inferior al 5 %. No se detectaron diferencias significativas en el número promedio de registros por muestreo entre ambos años (prueba *t*; $t = -0,271$; $gl = 14$; $p = 0,790$).

En cuanto a la riqueza de especies, en 2022 se registraron 63 especies en total, con una mediana de 35,5 especies por muestreo (IQR = 1,75), mientras que en 2024 se registraron 70 especies, con una mediana de 41 especies por muestreo (IQR = 2,25). Estas diferencias fueron significativas (U de Mann-Whitney; $Z = -2,14$, $p = 0,033$). En conjunto, se registraron 85 especies, de las cuales 48 (56,5 %) estuvieron presentes en ambos años, 22 (25,9 %) exclusivamente en 2024 y 15 (17,6 %) exclusivamente en 2022.

exclusivamente en 2024 y 15 (17,6 %) exclusivamente en 2022.

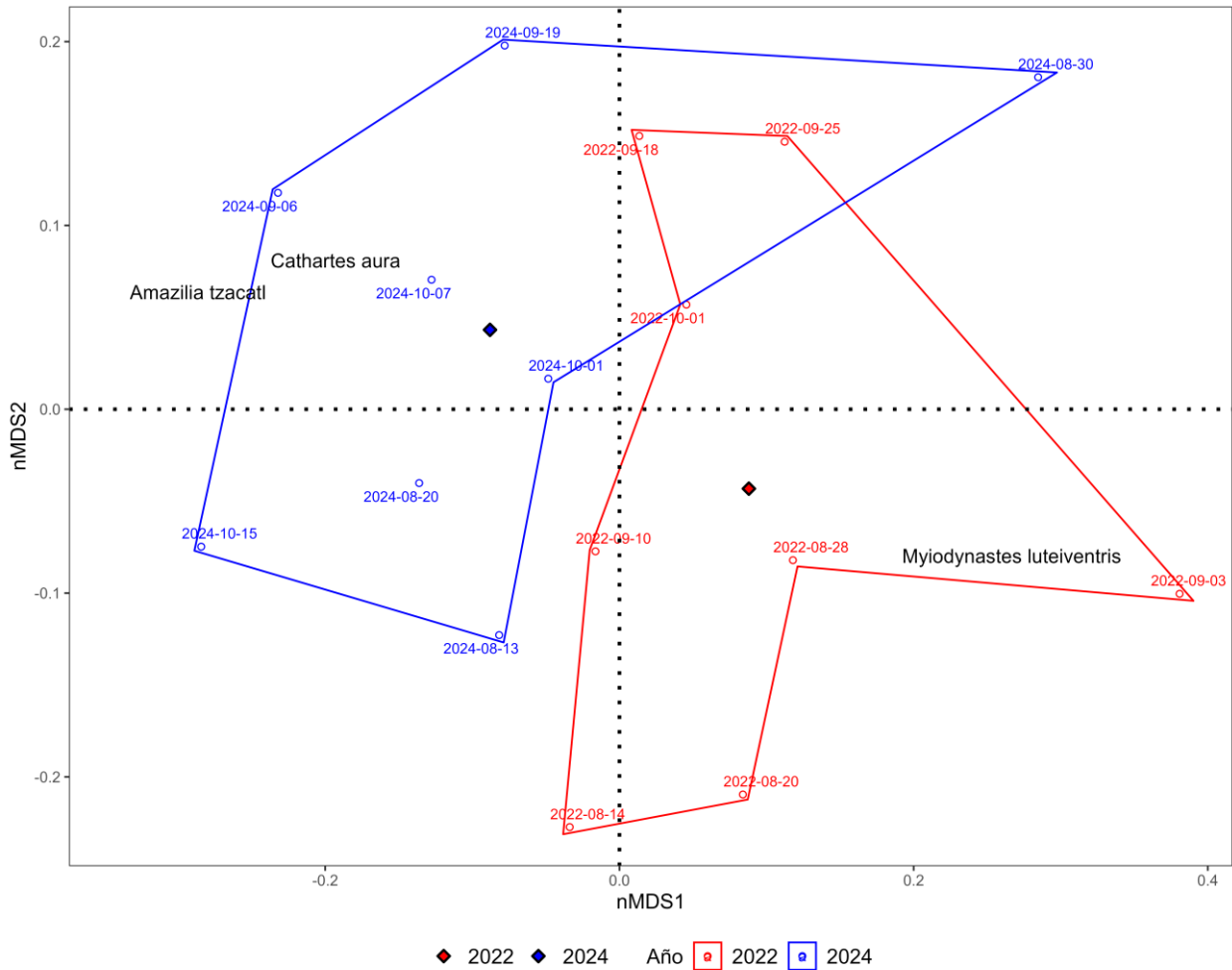
El análisis PERMANOVA evidenció diferencias significativas en la composición de especies entre los años (Pseudo- $F = 2,745$; $R^2 = 0,164$; $P = 0,002$). El análisis SIMPER indicó que *Amazilia tzacatl*, *Cathartes aura* y *Myiodynastes luteiventris* contribuyeron conjuntamente al 10,1 % de la disimilitud observada (Figura 5).

Variabilidad morfológica en *Amazona ochrocephala*

Durante los muestreos en la QSPA se confirmó la presencia de *Amazona ochrocephala* mediante la observación de caracteres diagnósticos, como el plumaje rojo en la articulación carpiana de las alas y el parche amarillo en la frente (Figura 6A). Adicionalmente, se registró un individuo que presentó una variación en la extensión y la tonalidad del parche amarillo (Figura 6B), mayor que la observada comúnmente en la especie.

Esta variación fenotípica, registrada de manera puntual, genera incertidumbre sobre su origen; sin embargo, constituye un hallazgo relevante que sugiere la necesidad de estudios adicionales para evaluar la variabilidad morfológica intraespecífica en poblaciones urbanas de *A. ochrocephala*.

Figura 5. Análisis multidimensional no métrico a partir de la presencia-ausencia de especies.



Nota. En la figura también se registra la representación en el espacio multidimensional de las tres especies que, en conjunto, contribuyen más de un 10 % de la diferenciación en la composición de especies de los dos años.

Figura 6. Variabilidad morfológica del loro *Amazona ochrocephala*.



Nota. A) Morfotipo 1; B) Morfotipo 2.

Discusión

Este estudio sobre la estructura y composición de la avifauna de la QSPA evidencia una riqueza y diversidad considerables en un parche de BST inmerso en la matriz urbana de la ciudad de Santa Marta. Factores como la heterogeneidad del hábitat, determinada por la cobertura boscosa, la proximidad al río Manzanares y la presencia de pequeños estanques artificiales favorecen la disponibilidad de recursos y la permanencia de diversas especies de aves (Garitano-Zavala & Gismondi, 2003; Ramírez-Albores, 2006; Strewe et al., 2009). Esto se refleja en el registro de 85 especies, de las cuales 75 suelen habitar bosques, matorrales y pastizales, pero también utilizan hábitats terrestres artificiales como áreas urbanas, jardines rurales o tierras de pastoreo o cultivo (IUCN, 2024), incluidos los bosques secundarios como el que caracteriza gran parte de la QSPA (Jiménez-Ferbans et al., 2008). Las diez especies restantes corresponden principalmente a aves asociadas a bosques, como *Catharus minimus* y *Protonotaria citrea* (Anexo 1) (Gómez et al., 2013; Russel, 1980).

Si bien se ha documentado que los espacios verdes urbanos suelen presentar una composición avifaunística distinta a la de áreas más conservadas (MacGregor-Fors et al., 2018), la presencia de especies típicamente asociadas a bosques —en particular de rapaces— podría interpretarse como evidencia de procesos de restauración ecológica en el ecosistema de BST de la QSPA (Donázar et al., 2016).

Nuestros resultados son consistentes con estudios realizados en contextos similares. Tamaris-Turizo & Hernández-Palma (2022) reportaron 90 especies en un parche de BST dentro del campus de la Universidad del Magdalena, mientras que Strewe et al. (2009) documentaron 186 especies en el mismo sitio; estas diferencias se atribuyen principalmente a variaciones metodológicas y a la duración e intensidad del esfuerzo de muestreo. De forma similar, Poveda et al. (2023) registraron 74 especies en un parche periurbano de BST en Santander, lo que refuerza la idea de que estos relictos boscosos

urbanos actúan como hábitats funcionales y refugios relevantes para la avifauna.

Al comparar de manera descriptiva la composición de especies entre la QSPA y el parche de BST del campus de la Universidad del Magdalena (Strewe et al., 2009; Tamaris-Turizo & Hernández-Palma, 2022), ubicados a menos de 1 km de distancia, se observa una similitud estructural general, aunque con diferencias en la representatividad de ciertas especies. En el estudio de Tamaris-Turizo & Hernández-Palma (2022), 57 especies (67,1 %) son compartidas entre ambos sitios, mientras que 28 son exclusivas de la QSPA y 33 del campus universitario (Anexo 2). Este patrón sugiere la existencia de una base ecológica común entre los parches urbanos de BST de Santa Marta, pero también una complementariedad funcional, donde cada sitio aporta un conjunto particular de especies que incrementa la diversidad regional.

En contraste, al comparar con el trabajo de Strewe et al. (2009), se observa una coincidencia aún mayor, con 75 especies (88,24 %) compartidas y solo 10 exclusivas de la QSPA, frente a las 185 especies registradas en el campus universitario. Estas diferencias pueden explicarse por el mayor esfuerzo y amplitud temporal del muestreo, así como por aspectos metodológicos específicos, como la inclusión de registros de aves en vuelo ($n = 13$), que amplían sustancialmente la lista total de especies.

La presencia de especies exclusivas en cada parche refleja la influencia de la heterogeneidad estructural del hábitat, del grado de intervención antrópica y la disponibilidad diferencial de recursos, factores clave que determinan la ocurrencia de las aves (Panda et al., 2021; Ramos-Mosquera et al., 2025). En este sentido, tanto la QSPA como el parche de bosque del campus universitario funcionan como núcleos complementarios de conservación urbana que contribuyen a mantener la conectividad ecológica y a sostener comunidades representativas del BST en paisajes altamente transformados (Tamaris-Turizo & Hernández-Palma, 2022; Wu et al., 2024).

En el presente estudio se registró una única especie casi endémica (*Saucerottia saucerottei*), ampliamente distribuida en las tierras bajas del Caribe colombiano (Ayerbe-Quiñones, 2019; Hilty & Brown, 2001), pero no incluida entre las casi endémicas de la franja más árida de Santa Marta y La Guajira (Chaparro-Herrera et al., 2024). Su presencia sugiere una mayor afinidad con la franja Caribe norte de baja altitud, caracterizada por condiciones más húmedas y mayor diversidad, donde se han reportado hasta 24 especies casi endémicas y 9 endémicas (Chaparro-Herrera et al., 2024).

La ocurrencia de *S. saucerottei* en este parche urbano podría interpretarse como un indicio de conectividad ecológica con hábitats menos perturbados o como evidencia de la tolerancia ecológica de la especie frente a ciertos niveles de transformación del paisaje (Gallo-Cajiao & Idrobo-Medina, 2004). No obstante, la baja representación de especies casi endémicas también puede atribuirse a la alta urbanización, la fragmentación del hábitat y la pérdida progresiva de cobertura vegetal del BST, perturbaciones que afectan de manera desproporcionada a las especies de distribución restringida (De Lima et al., 2013).

Respecto al estatus migratorio, las 21 especies migratorias registradas representan aproximadamente el 15 % del total reportado para Colombia (Echeverry-Galvis et al., 2022). Este valor es comparable con lo observado en otros parches urbanos de BST en Santa Marta (Tamaris-Turizo & Hernández-Palma, 2022), aunque inferior a registros regionales de mayor escala (Strewe et al., 2009), lo que resalta el papel estratégico del corredor costero y de los relictos de BST como áreas de paso y descanso para las rutas migratorias del Caribe colombiano (Hutto, 1989; Moore, 2018; Strewe et al., 2009).

Al integrar los registros de estos tres estudios se obtiene un total de 76 especies migratorias documentadas en el contexto urbano de Santa Marta. De ellas, 61 corresponden a migratorias boreales, 5 a boreales residentes, 1 a boreal-austral, 1 a austral estricta y 8 a australes residentes (Anexo 2). Este número supera al reportado en investigaciones

realizadas en otras regiones del país, como el Valle del Cauca, donde Muñoz et al. (2007) y Ardila-Téllez & Cruz-Bernate (2014) reportaron 13 especies y Hernández-C. et al. (2015) reportaron 14 especies. Esta composición refleja la doble influencia biogeográfica de la ciudad, que funciona tanto como sitio de paso para migratorias del norte como área de residencia temporal para especies procedentes del sur durante sus desplazamientos estacionales (Naranjo et al., 2012; Ruiz-Guerra, 2014).

A nivel taxonómico, el orden Passeriformes concentra la mayor proporción de especies migratorias (44 spp.), de las cuales 35 son boreales, 8 australes-residentes y 1 austral estricta. Este patrón coincide con lo observado en inventarios previos, en los que los passeriformes dominan por su diversidad funcional, plasticidad ecológica y capacidad para ocupar hábitats modificados (Ruiz-Guerra, 2014). Les sigue el orden Charadriiformes, con 14 especies migratorias (13 boreales y 1 boreal-residente), lo que resalta la relevancia de los ambientes costeros y humedales urbanos asociados a la bahía de Santa Marta como hábitats de escala intermedia durante las rutas migratorias (Naranjo et al., 2012; Ruiz-Guerra, 2014).

El ensamble de aves en el área de estudio se caracterizó por una marcada dominancia de un reducido grupo de especies, encabezado por *Brotozeris jugularis*, seguido de *Tyrannus dominicensis*, *Tyrannus tyrannus*, *Tyrannus melancholicus* y *Melanerpes rubricapillus*. Este patrón no es aleatorio, sino consistente con lo reportado en bosques secos suburbanos, donde predominan especies oportunistas y generalistas con alta tolerancia a la perturbación antrópica (Cano et al., 2025).

La elevada abundancia relativa de estas especies parece estar asociada a su alta plasticidad conductual y a su capacidad de adaptación a matrices urbanas (Voltas et al., 2024), así como a la disponibilidad de recursos alimenticios proporcionados por las especies vegetales nativas y exóticas presentes en los parches de bosque, que sustentan estas poblaciones de aves (Jiménez-Ferbans et al., 2008; Sainz-Borgo et al.,

2008). Este vínculo trófico fue evidenciado mediante observaciones directas, como el registro de *B. jugularis* alimentándose de frutos de *Mangifera indica* (exótica cultivada), *Ceiba pentandra*, *Cordia dentata*, *Leuenerbergeria guamacho*, *Pseudalbizzia niopoides* y cactáceas, lo que subraya su amplio espectro dietario. De manera similar, tiránidos migratorios como *T. dominicensis* y *T. tyrannus* fueron observados consumiendo frutos de *Quadrella odoratissima*, lo que sugiere que estos recursos frutales desempeñan un papel clave en su presencia estacional en la QSPA.

Los órdenes más representativos en términos de riqueza fueron Passeriformes (40 especies), seguido por Pelecaniformes y Psittaciformes (5 especies cada uno), un patrón consistente con lo reportado en otros estudios del BST del Caribe colombiano (Strewe et al., 2009; Tamaris-Turizo & Hernández-Palma, 2022; Galván-Guevara, 2010; Arteta & Molina, 2014; Castro-Vásquez et al., 2022; Vergara, 2015; Aguilera Arrieta et al., 2018). Esta predominancia es un fenómeno típico a nivel global atribuible a la gran diversidad ecológica y a la capacidad de adaptación de este grupo (Espejo & Morales, 2019; Gómez & Robinson, 2014; Poveda et al., 2023). No obstante, la importancia relativa de otros órdenes varía entre localidades, lo que refleja la influencia de factores como la proximidad a cuerpos de agua, la presencia de áreas abiertas, la oferta trófica específica y el grado de perturbación antrópica.

Por último, el alto número de especies clasificadas como poco comunes y raras (54 spp.) sugiere que este parche urbano de BST podría estar funcionando como un sitio de paso o refugio temporal para numerosas especies en desplazamiento, en búsqueda de condiciones adecuadas para la alimentación, el descanso o un posible establecimiento (Strewe et al., 2009).

Diversidad y equitatividad

La predominancia del gremio insectívoro es consistente con lo observado en otros BST neotropicales, donde la disponibilidad y diversidad de recursos de artrópodos favorecen una alta riqueza de

este grupo funcional (Aguilera Arrieta et al., 2018). En este contexto, la elevada representación de la familia Tyrannidae (17 especies) en el ensamble concuerda con registros previos en parches de bosques tropicales deciduos y puede estar relacionada con las características estructurales del hábitat, tales como la presencia de claros, bordes y perchas expuestas, que facilitan su estrategia de caza aérea. Este patrón ha sido documentado en diversas especies de tiránidos en ambientes abiertos, secundarios y urbanos (Gabriel & Pizo, 2005).

La abundancia de tiránidos sugiere, además, una diferenciación en el uso de los microhábitats dentro del parche de bosque de la QSPA. Dicha especialización podría estar asociada a la estructura vertical del bosque y a la disponibilidad diferencial de perchas y espacios abiertos utilizados para la caza al vuelo, una estrategia de forrajeo característica de este grupo (Poveda et al., 2023; Tamaris-Turizo & Hernández-Palma, 2022; Vereá et al., 2000).

La presencia de psitácidos y otras aves frugívoras en el área de estudio podría estar influenciada por la cercanía al río Manzanares, el cual funcionaría como un corredor biológico que facilita el movimiento de dispersores de semillas entre distintos parches de hábitat (Aguilera Arrieta et al., 2018). No obstante, es importante considerar que la disponibilidad de recursos tróficos en estos ecosistemas no es constante, sino que presenta una marcada variación estacional. Frutos, flores, insectos y semillas exhiben picos de abundancia asincrónicos, lo que puede generar fluctuaciones temporales en la composición y abundancia de los gremios tróficos (Karr, 1976). Estas dinámicas estacionales podrían explicar, al menos en parte, la baja representación de ciertos gremios y especies durante el periodo de muestreo, así como la necesidad de evaluaciones de mayor duración para comprender con mayor precisión la relación entre la oferta de recursos y la presencia de determinadas especies.

Los valores de equitatividad ($q^1 = 38,27$) y dominancia ($q^2 = 26,80$) sugieren un ensamble relativamente equilibrado en la distribución de abundancias entre las especies, posiblemente favorecido por la

conectividad funcional con el río Manzanares y por una oferta de recursos suficiente durante el periodo de muestreo. Este patrón contrasta con lo observado en parches de BST más aislados o fuertemente perturbados, donde suele predominar la dominancia de unas pocas especies generalistas (Castañeda-Oviedo, 2018; Callaghan et al., 2019; Lindwedel Cruz, 2022; Montejo, 2022).

Sin embargo, la estimación de riqueza ($95,89 \pm 9,50$ especies) sugiere la posible presencia de especies no detectadas, probablemente asociadas a microhábitats no muestreados, a una baja detectabilidad o a comportamientos crípticos. Este resultado refuerza la importancia de complementar los inventarios puntuales con muestreos prolongados y metodológicamente diversos, que permitan capturar de manera más completa la diversidad avifaunística presente en parches urbanos de BST.

Diferenciación entre los años de muestreo en la riqueza y composición de especies

Las variaciones en los patrones de precipitación asociadas a los eventos de la Oscilación del Sur–El Niño (ENSO) pueden afectar la fenología, la productividad y la mortalidad de las plantas (Holmgren et al., 2001; Jin et al., 2025; Williams-Linera & Meave, 2002; Wright et al., 1999). Estos cambios, a su vez, pueden modificar la disponibilidad y distribución de recursos tróficos y de hábitats para las aves. En este contexto, las diferencias significativas observadas en la riqueza y composición de especies entre los años 2022 y 2024 podrían estar asociadas a variaciones interanuales en las condiciones climáticas durante los periodos de muestreo (Barrantes & Sandoval, 2019). Adicionalmente, las anomalías climáticas vinculadas al ENSO pueden generar efectos indirectos sobre la supervivencia, el éxito reproductivo y los patrones de movimiento de las aves, particularmente en ecosistemas estacionales como el BST (Wolfe et al., 2015), lo que explicaría parcialmente la variabilidad observada entre ambos años.

Variabilidad morfológica en el loro real (*Amazona ochrocephala*)

La evidencia filogenética disponible sugiere que *Amazona ochrocephala* no constituye un grupo monofilético, sino que comprende al menos tres linajes principales, los cuales podrían estar más estrechamente relacionados con otras especies del género que entre sí: *Amazona o. ochrocephala*, *Amazona o. panamensis* y *Amazona o. nattereri* (Ribas et al., 2007; Urantowka et al., 2014). Esta complejidad ha llevado a que el complejo *A. ochrocephala* sea considerado históricamente como un “dolor de cabeza taxonómico” (Howell & Webb, 1995).

Estas subespecies presentan distribuciones geográficas diferenciadas, aunque con posibles zonas de contacto, y exhiben caracteres morfológicos diagnósticos. *Amazona o. panamensis* se distribuye desde el norte del Chocó, a través de las planicies del Caribe y la Sierra Nevada de Santa Marta, hasta el sur de La Guajira (Hoppe, 1992; Rodríguez & Hernández, 2002), lo que coincide con la localización del área de estudio. En consecuencia, se esperaría que los individuos registrados en el sitio de muestreo pertenecieran a esta subespecie.

De acuerdo con Forshaw & Cooper (1989), *Amazona o. panamensis* se caracteriza por una extensión relativamente reducida del parche amarillo en la frente, una corona azul verdosa anterior al pico y un pico gris con tonalidades más oscuras hacia la punta. En contraste, *A. ochrocephala*, subespecie presente en Colombia y Venezuela, exhibe un parche frontal amarillo más extenso y un pico gris con tonalidades rojizas en los laterales. El individuo observado en la QSPA parece presentar uno de los caracteres asociados a *Amazona o. ochrocephala*, como la mayor extensión del parche frontal, mientras que otros individuos registrados en el mismo sitio, incluido su aparente congénere, muestran rasgos típicos de *Amazona o. panamensis*. Adicionalmente, se han descrito diferencias en la coloración del pecho, siendo verde claro *Amazona o. ochrocephala* y verde amarillento en *Amazona o. panamensis*. No obstante, la combinación de caracteres observada dificulta la

asignación inequívoca del individuo a una subespecie particular, situación similar a la reportada por [Jaramillo-Castaño \(2020\)](#), lo que sugiere la posibilidad de eventos de hibridación en zonas de contacto.

Con base en las observaciones de campo y la revisión bibliográfica, se plantea como primera hipótesis que el individuo con caracteres morfológicos atípicos podría corresponder a un híbrido de *A. o. panamensis* y *A. o. ochrocephala*. Alternativamente, la variación observada podría estar relacionada con diferencias intraespecíficas no necesariamente asociadas a la hibridación.

Por otra parte, pese a su llamativa coloración, la diferenciación sexual en *A. ochrocephala* resulta difícil de observar a simple vista. Por esta razón la especie ha sido tradicionalmente considerada como carente de dimorfismo sexual evidente ([Zapata, 2006](#)), y en términos generales el género *Amazona* ha sido clasificado como monomórfico desde una perspectiva morfológica tradicional ([Bosch & Wedde, 1981](#); [Forshaw & Cooper, 1989](#)).

Sin embargo, estudios en especies estrechamente relacionadas, como *Amazona aestiva*, han demostrado la existencia de dimorfismos sexuales sutiles, detectables únicamente mediante análisis detallados. En esta especie se han documentado diferencias en variables morfométricas y en la extensión y la coloración del plumaje cefálico ([Berkunsky et al., 2009](#)).

En este contexto, la variación observada en la coloración y extensión del plumaje del individuo de *A. ochrocephala* registrado en la QSPA podría corresponder a un caso de dicromatismo sexual. Es plausible, por tanto, que existan diferencias entre sexos que sean evidentes bajo observación convencional, pero que podrían detectarse mediante técnicas más precisas, como la espectrofotometría ([Santos et al., 2006](#)). Para evaluar esta segunda hipótesis sería necesario desarrollar estudios integrativos que combinen observaciones de campo con análisis moleculares, como la determinación genética del sexo mediante PCR ([Neto et al., 2021](#)). Este enfoque permitiría evaluar con mayor rigor la

posible presencia de dimorfismo sexual en *A. ochrocephala*, actualmente considerada monomórfica según criterios morfológicos clásicos.

Conclusiones

Este estudio demuestra que la QSPA, pese a su carácter urbano y a la fragmentación de su cobertura boscosa, alberga un ensamble avifaunístico diverso y estructuralmente complejo, con 85 especies registradas, entre ellas una especie casi endémica y otra clasificada como amenazada a nivel global y nacional. La predominancia de gremios tróficos como el insectívoro y el frugívoro, junto con la alta proporción de especies poco comunes y raras, sugiere que este parche de BST cumple una función ecológica relevante, actuando tanto como refugio como corredor funcional para aves residentes y migratorias. Esta función se ve reforzada por su ubicación estratégica en el piedemonte de la vertiente noroccidental de la Sierra Nevada de Santa Marta, una región clave para la conectividad ecológica regional.

Los índices de diversidad efectivos evidencian un ensamble con alta riqueza específica y una distribución relativamente equitativa de abundancias, aunque con la dominancia de un reducido grupo de especies. Un hallazgo particularmente relevante fue el registro de eventos reproductivos de *Coragyps atratus* y *Gampsonyx swainsonii*. La evidencia de reproducción activa en un entorno urbano fragmentado resalta el valor ecológico del sitio no solo como área de tránsito y refugio, sino también como hábitat funcional que permite el establecimiento y la persistencia de poblaciones. Estos registros indican que el parche ofrece condiciones mínimas de calidad de hábitat y niveles de perturbación relativamente bajos en microambientes clave para la reproducción.

Finalmente, se resalta la necesidad de implementar programas de monitoreo multiestacionales y de mayor duración, dado que la disponibilidad de recursos tróficos en el BST presenta una marcada variación entre periodos de lluvia y sequía. Este

enfoque permitiría caracterizar con mayor precisión los cambios temporales en la composición, la abundancia y el comportamiento reproductivo de las especies. De manera complementaria, estudios que integren observaciones de campo con herramientas moleculares y técnicas como la espectrofotometría contribuirían a esclarecer aspectos aún poco comprendidos de la biología de algunas especies, como la posible presencia de dimorfismo sexual en *A. ochrocephala* o la ocurrencia de procesos de hibridación entre subespecies, fortaleciendo así el conocimiento y la gestión de la avifauna en paisajes urbanos del Caribe colombiano.

Agradecimientos

Los autores expresan su agradecimiento a la administración del Jardín Botánico de la Quinta de San Pedro Alejandrino, en especial a José Castillo Orozco, por el apoyo logístico y las facilidades brindadas para el desarrollo del trabajo de campo que dio origen a este manuscrito. Asimismo, agradecen al equipo editorial y a los revisores de la revista *Biota Colombiana* del Instituto Humboldt por sus valiosas observaciones y sugerencias, que contribuyeron de manera significativa al fortalecimiento científico y editorial de este artículo.

Contribuciones de los autores

Guido Spinelli: contextualización, investigación, administración de proyectos, escritura, redacción, revisión y edición. Jorge Luis Gutiérrez-Guillén: conceptualización, curación de datos, análisis formal, investigación, metodología, administración de proyectos, supervisión, validación, escritura, redacción, revisión y edición. Juan Porto-Herrera: conceptualización, curación de datos, investigación, escritura, redacción, revisión y edición. Jorge Merchán: Investigación. Josué Mendoza-Hewitt: análisis formal, investigación, software, redacción, borrador original, redacción, revisión y edición. Ramyhel Paz-González: escritura, redacción, revisión y edición. Rubén Contreras de la Hoz: investigación, software, redacción, borrador original, redacción, revisión y edición.

Referencias

- Aguilera Arrieta, D., Durango Severiche, R., Carrero Sarmiento, D., Ballut Dajud, G., & Solano Flórez, L. (2018). Aves asociadas a un bosque de galería inmerso en un paisaje modificado en el departamento de Sucre. Colombia. *Revista de Ciencias*, 22(1), 11–27. <https://doi.org/10.25100/rc.v22i1.7097>
- Anderson, A. S., Marques, T. A., Shoo, L. P., & Williams, S. E. (2015). Detectability in audio-visual surveys of tropical rainforest birds: The influence of species, weather and habitat characteristics. *PLOS ONE*, 10(6), e0128464. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0128464>
- Andrade, C. A. (1993). Análisis de la velocidad del viento en el mar Caribe. *Boletín Científico CIOH*, (13), 33–44.
- Aragón Polo, O. D. (2024). *Ensamblaje de aves del parche de bosque seco tropical de la Institución Educativa Distrital Técnica Inem Simón Bolívar, Santa Marta* [Tesis de pregrado, Universidad del Magdalena].
- Arteta, R., & Molina, L. L. (2014). Avifauna de bosque seco subtropical presente en ocho localidades de la Media Guajira colombiana. *Boletín Científico Centro de Museos Museo de Historia Natural*, 18(2), 125–137.
- Ardila-Téllez, J. D., & Cruz-Bernate, L. (2014). Aspectos ecológicos de las aves migratorias neárticas en el campus de la Universidad del Valle. *Boletín Científico Centro de Museos Museo de Historia Natural*, 18(2), 93–108. http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0123-30682014000200008&lng=en&nrm=iso
- Asenjo, G. J. O., Bustamante, J. A. G., Rodríguez, M. J. M., Moquillaza, L. G. M., Soriano, C. F. B., & Velarde, R. Y. Y. (2023). Un bosque urbano en el desierto: conservación de la biodiversidad en Lima, Perú. *Espacio y Desarrollo*, (40), 5–35. <https://doi.org/10.18800/espacioydesarrollo.202301.001>

- Ayerbe-Quiñones, F. (2019). *Guía ilustrada de la avifauna colombiana*. Wildlife Conservation Society; Punto Aparte Bookvertising.
- Barranco-Pérez, W., Castellanos-Barliza, J., García-Quiñones, H., & Yepes-Rapelo, D. (2016). Flora de un parche urbano de bosque seco tropical. *Revista de la Facultad de Ciencias*, 5 (1), 141–147. <https://doi.org/10.15446/rev.fac.cienc.v5n1>
- Barrantes, G., & Sandoval, L. (2019). Effect of El Niño and La Niña on abundance of frugivorous and nectarivorous terrestrial birds in three tropical forests. *Revista de Biología Tropical*, 67(2), 282–297. <https://doi.org/10.15517/rbt.v67i2supl.37252>
- Berkunsky, I., Mahler, B., & Rebores, J. C. (2009). Sexual dimorphism and determination of sex by morphometries in Blue-fronted Amazons (*Amazona aestiva*). *Emu-Austral Ornithology*, 109(3), 192–197. <https://doi.org/10.1071/MU08072>
- Bosch, K., & U. Wedde. (1981). *Encyclopedia of Amazon Parrots*. T. F. H. Publications.
- Cabrera, E., & Donoso, M. C. (1993). Estudio de las características oceanográficas del Caribe colombiano. Región III, Zona I, PDCTM. *Boletín científico CIOH*, (13), 19–32.
- Callaghan, C. T., Major, R. E., Wilshire, J. H., Martin, J. M., Kingsford, R. T., & Cornwell, W. K. (2019). Generalists are the most urban-tolerant of birds: a phylogenetically controlled analysis of ecological and life history traits using a novel continuous measure of bird responses to urbanization. *Oikos*, 128(6), 845–858. <https://doi.org/10.1111/oik.06158>
- Cano, M. del V. G., Calchi, R., & Larreal, J. (2025). Comunidad de aves en un remanente de bosque seco tropical suburbano, municipio San Francisco, estado Zulia. *Brazilian Journal of Animal and Environmental Research*, 8(1), e77636. <https://doi.org/10.34188/bjaerv8n1-085>
- Castañeda-Oviedo, J. Y., (2018). *Diversidad y uso de hábitat de las aves de un mosaico de bosque seco tropical en Cúcuta, Norte de Santander, Colombia* [Trabajo de pregrado, Universidad de Pamplona]. <http://repositoriodspace.unipamplona.edu.co/jsui/handle/20.500.12744/726>
- Castellanos, J., Barranco, W., & Peláez, J. D. (2019). *Evaluación ecológica de un parche urbano de bosque seco*. Editorial Unimagdalena.
- Castro-Vásquez, L., Domínguez-Haydar, Y., & Castro-Escobar, E. (2022). Avifauna associated with two fragments of tropical dry forest located near airports in La Guajira-Colombia. *International Journal of Life Science Research Archive*, 2(2), 106–116. <https://doi.org/10.53771/ijlsra.2022.2.2.0050>
- Cediel, F., & Lozano-Flórez, A. J. (2020). Aves urbanas en zonas verdes del área metropolitana de Bucaramanga, Santander, Colombia. *Ornitología Colombiana*, 18. <https://doi.org/10.59517/oc.e381>
- Chace, J. F., & Walsh, J. J. (2006). Urban effects on native avifauna: a review. *Landscape and urban planning*, 74(1), 46–69. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2004.08.007>
- Chao, A., Chiu, C. H., & Jost, L. (2014). Unifying species diversity, phylogenetic diversity, functional diversity, and related similarity and differentiation measures through Hill numbers. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 45(1), 297–324. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-120213-091540>
- Chao, A., & Jost, L. (2015). Estimating diversity and entropy profiles via discovery rates of new species. *Methods in Ecology and Evolution*, 6(8), 873–882. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12349>
- Chaparro-Herrera, S., Lozano, M., & Echeverry-Galvis, M. A. (2024). Listado de las aves endémicas y casi-endémicas de Colombia: Evaluación 2013–2023. *Ornitología Colombiana*, 25. <https://doi.org/10.59517/oc.e580>
- Chaparro-Herrera, S., Castaño-Díaz, M., Betancur Ortiz, J. S., & Lopera-Salazar, A. (2025). Aves del

- campus central de la Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia. *Boletín SAO*, 34, 1–14.
- Cornell Lab of Ornithology. (2014). *Raven Pro: Interactive sound analysis software* (Versión 1.6) [Software]. Cornell Lab of Ornithology.
- De Lima, R. F., Dallimer, M., Atkinson, P. W., & Barlow, J. (2013). Biodiversity and land-use change: Understanding the complex responses of an endemic-rich bird assemblage. *Diversity and Distributions*, 19(4), 411–422. <https://doi.org/10.1111/ddi.12015>
- Donazar, J. A., Cortés-Avizanda, A., Fargallo, J. A., Margalida, A., Moleón, M., Morales-Reyes, Z., Moreno-Opo, R., Pérez-García, J. M., Sánchez-Zapata, J. A., Zuberogoitia, I., & Serrano, D. (2016). Roles of raptors in a changing world: From flagships to providers of key ecosystem services. *Ardeola*, 63(1), 181–234. <https://doi.org/10.13157/arla.63.1.2016.rp8>
- Echeverry-Galvis, M. A., Acevedo-Charry, O., Avendaño, J. E., Gómez, C., Stiles, F. G., Estela, F. A., & Cuervo, A. M. (2022). Lista oficial de las aves de Colombia 2022: Adiciones, cambios taxonómicos y actualizaciones de estado. *Ornitología Colombiana*, 22, 25–51.
- Elmqvist, T., Fragkias, M., Goodness, J., Güneralp, B., Marcotullio, P. J., McDonald, R. I., Parnell, S., Schewenius, M., Sendstad, M., Seto, K. C., & Wilkinson, C. (2013). *Urbanization, biodiversity and ecosystem services: challenges and opportunities: a global assessment*. Springer Nature.
- Espejo, N., & Morales, N. (2019). Variación de la diversidad taxonómica y funcional de la avifauna en un bosque seco tropical (BST) en diferentes estados de sucesión en el sur del Valle del Magdalena, Huila, Colombia. *Caldasia*, 41(1), 108–123. <https://doi.org/10.15446/caldasia.v41n1.71272>
- Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 34(1), 487–515. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>
- Forshaw, J. M., & Cooper, W. T. (1989). *Parrots of the world*. Lansdowne Editions.
- Gabriel, V. de A., & Pizo, M. A. (2005). Foraging behavior of tyrant flycatchers (Aves, Tyrannidae) in Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 22(4), 1072–1077. <https://doi.org/10.1590/S0101-81752005000400036>
- Gallo-Cajiao, E., & Idrobo-Medina, C. (2004). Parches de bosque y conservación de aves: un estudio de caso en los Andes de Colombia. *Memorias: Manejo de Fauna silvestre en Amazonia y Latinoamérica*, 178–185.
- Galván-Guevara, S. (2010). Mamíferos y aves silvestres registrados en una zona de los Montes de María, Colosó, Sucre, Colombia. *Revista Colombiana de Ciencia Animal-RECIA*, 2(1), 45–57.
- Garitano-Zavala, A., & Gismondi, P. (2003). Variación de la riqueza y diversidad de la ornitofauna en áreas verdes urbanas de las ciudades de La Paz y El Alto (Bolivia). *Ecología en Bolivia*, 38(1), 65–78.
- Gómez, C., Bayly, N.J., & Rosenberg, K. V. (2013). Seasonal variation in stopover site use: Catharus thrushes and vireos in northern Colombia. *J Ornithol* 154, 107–117. <https://doi.org.biblioteca.unimagdalena.edu.co/10.1007/s10336-012-0876-5>
- Gómez, J. P., & Robinson, S. K. (2014). Aves del bosque seco tropical de Colombia: las comunidades del valle alto del río Magdalena. *El bosque seco tropical en Colombia*, 95–128.
- Hernández, O., Cardona, V., & Montoya, P. (2015). Riqueza de especies de aves en el campus de la Universidad del Valle, once años después. *Revista Colombiana de Ciencia Animal-RECIA*, 7(1), 25–34. <https://doi.org/10.24188/recia.v7.n1.2015.419>
- Hilty, S. L., & Brown, W. L. (2001). *Guía de las aves de Colombia*. Princeton University Press; American Bird Conservancy; Universidad del Valle; Sociedad Antioqueña de Ornitología.

- Holmgren, M., Scheffer, M., Ezcurra, E., Gutiérrez, J. R., & Mohren, G. M. J. (2001). El Niño effects on the dynamics of terrestrial ecosystems. *Trends in Ecology & Evolution*, 16(2), 89–94. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(00\)02052-8](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(00)02052-8)
- Hoppe, D. (1992). *The world of Amazon parrots*. TFH Publications.
- Howell, S. N., & Webb, S. (1995). *A guide to the birds of Mexico and northern Central America*. Oxford University Press.
- Hutto, R. L. (1989). The effect of habitat alteration on migratory land birds in a west Mexican tropical deciduous forest: a conservation perspective. *Conservation Biology*, 3(2), 138–148. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1989.tb00066.x>
- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM). (2010). *Leyenda Nacional de Coberturas de la Tierra: metodología CORINE Land Cover adaptada para Colombia. Escala 1:100.000*. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. https://www.corpocesar.gov.co/files/Ref_UnicoyPersistente/Corine_Land_Cover.pdf
- International Union for Conservation of Nature (IUCN). (2024). *The IUCN Red List of Threatened Species*. <https://www.iucnredlist.org>
- Jaramillo-Castaño, M. J. (2020). *Validación de caracteres morfológicos diagnósticos y estandarización de condiciones de PCR de marcadores mitocondriales, para la identificación de tres subespecies de Amazona ochrocephala (A. o. ochrocephala, A. o. nattereri, A. o. panamensis) Psittacidae, Aves* [Tesis de pregrado, Pontificia Universidad Javeriana]. <http://hdl.handle.net/10554/50169>
- Jiménez-Ferbans, L., Mendieta-Otálora, W., García, H., & Amat-García, G. (2008). Notas sobre los escarabajos coprófagos (Coleoptera: Scarabaeinae) en ambientes secos de la región de Santa Marta, Colombia. *Acta Biológica Colombiana*, 13(2), 203–208. https://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0120-548X2008000200014
- Jin, J., Jian, D., Zhou, X., Chen, Q., & Li, Y. (2025). Impact of El Niño-Southern Oscillation on global vegetation. *Atmosphere*, 16(6), 701. <https://doi.org/10.3390/atmos16060701>
- Karr, J. R. (1976). Seasonality, resource availability, and community diversity in tropical bird communities. *The American Naturalist*, 110(976), 973–994. <https://doi.org/10.1086/283121>
- Kéry, M., & Schmidt, B. R. (2008). *Imperfect detection and its consequences for monitoring for conservation*. *Community Ecology*, 9(2), 207–216. <https://doi.org/10.1556/ComEc.9.2008.2.10>
- Lindwedel Cruz, A. J. (2022). *Evaluación de los requerimientos ecológicos de la comunidad de aves asociada a diferentes tipos de cobertura, como una contribución para la conectividad funcional en el corredor biológico interurbano El Achiote de Grecia, Alajuela* [Tesis de licenciatura, Universidad Nacional de Costa Rica]. <http://hdl.handle.net/11056/23741>
- MacGregor-Fors, I., González-García, F., Hernández-Lara, C., & Santiago-Alarcón, D. (2018). Where are the birds in the matrix? Avian diversity in a Neotropical landscape mosaic. *The Wilson Journal of Ornithology*, 130(1), 81–93. <https://doi.org/10.1676/16-087.1>
- Magurran, A. E. (1988). *Ecological diversity and measurement*. Princeton University Press.
- McKinney, M. L. (2008). Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban Ecosystems*, 11, 161–176. <https://doi.org/10.1007/s11252-007-0045-4>
- McMullan, M., Donegan, T., Pantoja-Peña, G., Tuncer-Navarro, T., Bartels, A., & Ellery, T. (2018). *Field Guide to the Birds of Colombia*. Rey Naranjo Editores.
- Montejo, D. A. (2022). *Respuesta de la diversidad y estructura gremial de aves depredadoras a cambios en variables urbanas de una megaciudad neotropical* [Tesis de maestría, Universidad

- Francisco José de Caldas]. <http://hdl.handle.net/11349/34601>
- Moore, F. R. (2018). Biology of landbird migrants: a stopover perspective. *The Wilson Journal of Ornithology*, 130(1), 1–12. <https://doi.org/10.1676/1559-4491-130.1.1>
- Muñoz, M. C., Fierro-Calderón, K., & Rivera-Gutierrez, H. F. (2007). Las aves del campus de la Universidad del Valle, una isla verde urbana en Cali, Colombia. *Ornitología Colombiana*, 5(5), 5–20. <https://doi.org/10.59517/oc.e492>
- Naranjo, L. G., Amaya, J. D., Eusse-González, D., & Cifuentes-Sarmiento, Y. (2012). *Guía de las especies migratorias de la biodiversidad en Colombia – Aves*. WWF Colombia; Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible.
- National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA). (2024). *Multivariate ENSO Index (MEI)*. NOAA Physical Sciences Laboratory. <https://psl.noaa.gov/enso/mei/>
- Neto, A. I., Antonio, E. S., Tomazi, L., Silva, M. B., & Fraga, R. E. (2021). Viability of sex identification of the blue-fronted Amazon parrot (*Amazona aestiva*) based on iris color sexual dichromatism. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 93, e20210060. <https://doi.org/10.1590/0001-3765202120210060>
- Panda, B. P., Prusty, B. A. K., Panda, B., Pradhan, A., & Parida, S. P. (2021). Habitat heterogeneity influences avian feeding guild composition in urban landscapes: evidence from Bhubaneswar, India. *Ecological Processes*, 10(1), 31.
- Pizano, C., Cabrera, M., & García, H. (Eds.). (2014). *Bosque seco tropical en Colombia*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Pizano, C., González-M., R., López, R., Jurado, R. D., Cuadros, H., Castaño-Naranjo, A., Rojas, A., Pérez, K., Vergara-Varela, H., Idárraga, A., Isaacs, P., & García, H. (2016). El bosque seco tropical en Colombia. En M. F. Gómez, L. A. Moreno, G. I. Andrade, & C. Rueda (Eds.), *Biodiversidad 2015: Estado y tendencias de la biodiversidad continental de Colombia*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Poveda, Y., Becerra, L., Acevedo, J., & Suescún, D. (2023). Diversidad de aves dentro y fuera de un robleal y un bosque seco, Santander Colombia. *Conservación Colombiana*, 28 (1), 20. <https://doi.org/10.54588/cc.2023v28n1a3>
- R Core Team. (2024). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. Recuperado en abril de 2025 de <https://www.R-project.org/>
- Ramírez-Albores, J. E. (2006). Variación en la composición de comunidades de aves en la Reserva de la Biosfera Montes Azules y áreas adyacentes, Chiapas, México. *Biota Neotropica*, 6 (2), 1–19. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032006000200019>
- Ramos-Mosquera, V., López-Delgado, E., & Moreno-Palacios, M. (2025). Fragmented Habitats, Fragmented Functions: Unveiling the Role of Habitat Structure in Andean Bird Communities. *Ecologies*, 6(3), 52. <https://doi.org/10.3390/ecologies6030052>
- Rangel-Ch., J. O., & Carvajal-Cogollo, J. E. (2012). Clima de la región Caribe colombiana. En J. O. Rangel (Ed.), *Colombia diversidad biótica XII. La región Caribe de Colombia* (pp. 67–129). Universidad Nacional de Colombia; Instituto de Ciencias Naturales.
- Remsen, J. V., Jr., Areta, J. I., Bonaccorso, E., Claramunt, S., Lane, D. F., Robbins, M. B., Stiles, F. G., & Zimmer, K. J. (2025). *A classification of the bird species of South America*. Louisiana State University. <http://www.museum.lsu.edu/~Remsen/SACCBaseline.htm>
- Renjifo, L. M., Amaya-Villarreal, A. M., Burbano-Girón, J., & Velásquez-Tibatá, J. (2016). *Libro rojo de aves de Colombia, Volumen II: Ecosistemas abiertos, secos, insulares, acuáticos continentales, marinos, tierras altas del Darién y Sierra Nevada de Santa Marta y bosques húmedos del centro,*

- norte y oriente del país. Pontificia Universidad Javeriana; Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Restrepo-Zuluaga, D. (2023). *Del bosque seco tropical a las ciudades: respuestas del ensamblaje de aves a los ambientes urbanos*. [Tesis de maestría, Universidad Nacional de Colombia]. <https://repositorio.unal.edu.co/handle/unal/86458>
- Ribas, C. C., Tavares, E. S., Yoshihara, C., & Miyaki, C. Y. (2007). Phylogeny and biogeography of Yellow-headed and Blue-fronted Parrots (*Amazona ochrocephala* and *Amazona aestiva*) with special reference to the South American taxa. *Ibis*, 149(3), 564–574. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2007.00681.x>
- Rivera-Gutiérrez, H. F. (2006). Composición y estructura de una comunidad de aves en un área suburbana en el suroccidente colombiano. *Ornitología colombiana*, 4, 28–38. <https://doi.org/10.59517/oc.e91>
- Rodríguez, J., & Hernández, J. (2002). *Loros de Colombia* (Vol. 3). Conservación Internacional.
- Ruiz-Guerra, C. (2014). Aves migratorias neotropicales recapturadas en algunas localidades de los departamentos de Atlántico y Magdalena, Caribe Colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras - INVEMAR*, 43(1), 89–106.
- Russell, S. M. (1980). Distribution and abundance of North American migrants in lowlands of northern Colombia. En A. Keast & E. S. Morton (Eds.), *Migrant birds in the Neotropics: Ecology, behavior, distribution, and conservation* (pp. 249–264). Smithsonian Institution Press.
- Sainz-Borgo, C. (2015). Estudio del ensamblaje de aves de un parche de bosque urbano en la ciudad de Caracas, Venezuela. *Acta Biologica Venezuelica*, 35(1), 47–60.
- Salgado-Negret, B. (Ed). (2015). *La ecología funcional como aproximación al estudio, manejo y conservación de la biodiversidad: protocolos y aplicaciones*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.
- Santos, S. I. O., Elward, B., & Lumeij, J. T. (2006). Sexual dichromatism in the blue-fronted Amazon parrot (*Amazona aestiva*) revealed by multiple-angle spectrometry. *Journal of Avian Medicine and Surgery*, 20(1), 8–14. [https://doi.org/10.1647/1082-6742\(2006\)20\[8:SDITBA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1647/1082-6742(2006)20[8:SDITBA]2.0.CO;2)
- Sidemo-Holm, W., Ekroos, J., Reina García, S., Söderström, B., & Hedblom, M. (2022). Urbanization causes biotic homogenization of woodland bird communities at multiple spatial scales. *Global Change Biology*, 28(21), 6152–6164. <https://doi.org/10.1111/gcb.16350>
- Stattersfield, A. J., Crosby, M. J., Long, A. J., & Wege, D. C. (1998). *Endemic bird areas of the world: Priorities for biodiversity conservation*. BirdLife International.
- Strewe, R., de León, C. V., Alzate, J., Beltrán, J., Moya, J., Navarro, C., & Utria, G. (2009). Las aves del campus de la Universidad del Magdalena, Santa Marta, Colombia. *Intropica: Revista del Instituto de Investigaciones Tropicales*, 4(1), 79–91.
- Tamaris-Turizo, D., & Hernández-Palma, T. L. (2022). Aves de la Universidad del Magdalena: análisis de la diversidad y actualización de registros. *Intropica: Revista del Instituto de Investigaciones Tropicales*, 17(1), 19–36.
- Turrini, T., & Knop, E. (2015). A landscape ecology approach identifies important drivers of urban biodiversity. *Global change biology*, 21(4), 1652–1667. <https://doi.org/10.1111/gcb.12825>
- Urantowka, A. D., Mackiewicz, P., & Strzała, T. (2014). Phylogeny of *Amazona barbadensis* and the Yellow-headed Amazon complex (Aves: Psittacidae): a new look at South American parrot evolution. *PLoS One*, 9(5), e97228. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0097228>
- Verea, C., Fernández-Badillo, A., & Solorzano, A. (2000). Variación en la composición de las comunidades de aves de sotobosque de dos

- bosques en el norte de Venezuela. *Ornitología neotropical*, 11(1), 4.
- Vergara, P. J. (2015). *Caracterización de la degradación y los cambios de usos de suelo en fincas ganaderas y su relación con la diversidad de aves en el Valle del Río Cesar, Colombia* [Tesis de pregrado, Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza].
- Voltas, L., Sanjur, B., & Pino, J. L. (2024). Aves en entornos urbanos: los parques como refugios de vida silvestre en el Occidente de Panamá. *Revista Científica Vida Natural*, 2(1).
- Williams-Linera, G., & Meave, J. (2002). Patrones fenológicos. En M. R. Guariguata & G. H. Kattan (Eds.), *Ecología y conservación de bosques tropicales* (pp. 407–431). Editorial Tecnológica de Costa Rica.
- Wolfe, J. D., Ralph, C. J., & Elizondo, P. (2015). Changes in the apparent survival of a tropical bird in response to the El Niño Southern Oscillation in mature and young forest in Costa Rica. *Oecologia*, 178(3), 715–721. <https://doi.org/10.1007/s00442-015-3256-z>
- Wu, R., Zhang, Q., Hao, Z., Li, L., Gao, B., Li, J., Liu, X., Liao, C., & Pei, N. (2024). Insectivorous birds are more sensitive to urban greenspace changes in Guangzhou city, China. *Urban Forestry & Urban Greening*, 94, 128243. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2024.128243>
- Wright, S. J., Carrasco, C., Calderón, O., & Paton, S. (1999). El Niño Oscilación del Sur, producción variable de frutos y hambruna en un bosque tropical. *Ecology*, 80(5), 1632–1647. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(1999\)080\[1632:ENSVPF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(1999)080[1632:ENSVPF]2.0.CO;2)
- Zapata, C. F. L. (2006). *Avifauna de la Universidad de Antioquia: aves y pájaros de Ciudad Universitaria*. Universidad de Antioquia.

Tabla 1. Lista de especies de aves presentes en La Quinta de San Pedro Alejandrino, Santa Marta, Colombia.

Nota. **Gremio trófico.** Carnívoro = Car, Insectívoro = Ins, Nectarívoro = Nec, Carroñero = Crr, Frugívoro = Fru, Granívoro = Gra, Omnívoro = Omn, Piscívoro = Psc. **Endemismo.** Endémica = E, Casi endémica = CE. **Categoría de amenaza.** Preocupación Menor = LC, Vulnerable = VU. **Estatus Migratorio.** Residente = R, Migratorio Boreal = MB, Migratorio Austral = MA. **Categoría.** Muy común = Mc, Común = C, Poco común = Pc, Rara = R.

Nombre científico	Gremio Trófico	Endemismo Categoría de Amenaza Estatus migratorio	Abundancia relativa (%)	Categoría
<i>Columbina squammata</i>	Gra	LC, R	2,38	Mc
<i>Columbina talpacoti</i>	Gra	LC, R	1,97	Pc
<i>Leptotila verreauxi</i>	Gra, Fru	LC, R	3,24	Mc
<i>Patagioenas corensis</i>	Fru, Gra	LC, R	0,21	Pc
<i>Coccyzus americanus</i>	Ins	LC, MB	0,1	Pc
<i>Crotophaga ani</i>	Ins	LC, R	1,07	C
<i>Crotophaga major</i>	Ins	LC, R	0,03	R
<i>Crotophaga sulcirostris</i>	Ins	LC, R	0,07	R
<i>Amazilia tzacatl</i>	Nec, Ins	LC, R	0,55	Pc
<i>Chalybura buffonii</i>	Nec, Ins	LC, R	0,03	R
<i>Florisuga mellivora</i>	Nec, Ins	LC, R	0,03	R
<i>Saucerottia saucerottei</i>	Nec, Ins	CE, LC, R	1,79	Mc
<i>Vanellus chilensis</i>	Ins	LC, R	1	Pc
<i>Tringa solitaria</i>	Ins	LC, MB	0,07	Pc
<i>Ardea alba</i>	Psc	LC, R	0,45	Pc
<i>Bubulcus ibis</i>	Psc, Ins	LC, R	0,21	R
<i>Butorides striata</i>	Psc	LC, R	0,1	Pc
<i>Butorides virescens</i>	Psc	LC, R	0,03	R
<i>Egretta thula</i>	Psc	LC, R	0,41	Pc
<i>Cathartes aura</i>	Crr	LC, R	0,62	Pc
<i>Cathartes burrovianus</i>	Crr	LC, R	0,1	Pc
<i>Coragyps atratus</i>	Crr	LC, R	3,07	Mc
<i>Buteo brachyurus</i>	Car	LC, R	0,1	Pc
<i>Buteo nitidus</i>	Car	LC, R	0,79	C
<i>Gampsonyx swainsonii</i>	Car	LC, R	0,38	Pc
<i>Rupornis magnirostris</i>	Car, Ins	LC, R	0,03	R
<i>Asio clamator</i>	Car	LC, R	0,14	Pc
<i>Bubo virginianus</i>	Car	LC, R	0,03	R
<i>Glaucidium brasilianum</i>	Car	LC, R	0,34	Pc
<i>Megascops choliba</i>	Car, Ins	LC, R	0,07	Pc
<i>Chloroceryle amazona</i>	Psc	LC, R	0,03	R
<i>Chloroceryle americana</i>	Psc	LC, R	0,24	Pc
<i>Megaceryle torquata</i>	Psc	LC, R	0,21	Pc
<i>Momotus subrufescens</i>	Omn	LC, R	0,24	Pc
<i>Hypnelus ruficollis</i>	Ins	LC, R	2,45	Mc
<i>Colaptes punctigula</i>	Ins	LC, R	0,07	Pc

Nombre científico	Gremio Trófico	Endemismo Categoría de Amenaza Estatus migratorio	Abundancia relativa (%)	Categoría
<i>Melanerpes rubricapillus</i>	Ins	LC, R	4,83	Mc
<i>Caracara plancus</i>	Omn	LC, R	0,03	R
<i>Falco columbarius</i>	Car	LC, MB	0,03	R
<i>Milvago chimachima</i>	Omn	LC, R	3,31	Mc
<i>Amazona amazonica</i>	Fru	LC, R	2,86	C
<i>Amazona ochrocephala</i>	Fru	LC, R	3,86	Mc
<i>Ara militaris</i>	Fru	VU, R	0,07	R
<i>Brotogeris jugularis</i>	Fru	LC, R	10,73	Mc
<i>Eupsittula pertinax</i>	Fru	LC, R	3,45	C
<i>Dendroplex picus</i>	Ins	LC, R	1,03	C
<i>Furnarius leucopus</i>	Ins	LC, R	2	Mc
<i>Camptostoma obsoletum</i>	Ins	LC, R	0,07	Pc
<i>Contopus virens</i>	Ins	LC, MB	0,07	Pc
<i>Empidonax traillii</i>	Ins	LC, MB	0,07	Pc
<i>Hemitriccus margaritaceiventer</i>	Ins	LC, R	0,07	R
<i>Machetornis rixosa</i>	Ins	LC, R	0,1	Pc
<i>Megarynchus pitangua</i>	Ins	LC, R	1,83	Mc
<i>Myiarchus crinitus</i>	Ins	LC, MB	0,03	R
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	Ins	LC, R	0,62	C
<i>Myiodynastes luteiventris</i>	Ins	LC, MB	0,41	Pc
<i>Myiodynastes maculatus</i>	Ins	LC, MA, R	0,34	Pc
<i>Myiozetetes cayanensis</i>	Ins	LC, R	0,17	Pc
<i>Pitangus sulphuratus</i>	Ins	LC, R	1,14	C
<i>Tolmomyias flaviventris</i>	Ins	LC, R	0,1	R
<i>Tyrannus dominicensis</i>	Ins	LC, MB	5,52	C
<i>Tyrannus melancholicus</i>	Ins	LC, R	4,97	Mc
<i>Tyrannus savana</i>	Ins	LC, MA, R	0,62	Pc
<i>Tyrannus tyrannus</i>	Ins	LC, MB	5	C
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	Ins, Fru	LC, R	1,03	C
<i>Vireo chivi</i>	Ins, Fru	LC, MA, R	0,31	Pc
<i>Vireo olivaceus</i>	Ins, Fru	LC, MB	0,03	R
<i>Progne tapera</i>	Ins	LC, MA, R	0,52	Pc
<i>Campylorhynchus griseus</i>	Ins	LC, R	3,1	Mc
<i>Troglodytes aedon</i>	Ins	LC, R	1,93	Mc
<i>Catharus fuscescens</i>	Ins, Fru	LC, MB	0,03	R
<i>Catharus minimus</i>	Ins, Fru	LC, MB	0,03	R
<i>Turdus leucomelas</i>	Omn	LC, R	1,52	C
<i>Mimus gilvus</i>	Omn	LC, R	0,1	Pc
<i>Saltator olivascens</i>	Fru	LC, R	3,93	Mc
<i>Saltator striatipectus</i>	Fru	LC, R	0,03	R
<i>Thraupis episcopus</i>	Fru	LC, R	2,14	Mc

Nombre científico	Gremio Trófico	Endemismo Categoría de Amenaza Estatus migratorio	Abundancia relativa (%)	Categoría
<i>Parkesia noveboracensis</i>	Ins	LC, MB	0,31	Pc
<i>Protonotaria citrea</i>	Ins	LC, MB	0,59	Pc
<i>Setophaga petechia</i>	Ins	LC, MB	0,86	C
<i>Icterus galbula</i>	Fru, Ins	LC, MB	0,21	Pc
<i>Icterus nigrogularis</i>	Fru, Ins	LC, R	3,24	Mc
<i>Molothrus bonariensis</i>	Omn	LC, R	0,34	Pc
<i>Quiscalus lugubris</i>	Omn	LC, R	2,9	C
<i>Quiscalus mexicanus</i>	Omn	LC, R	0,76	C