

BIODIVERSIDAD

Evaluación de la avifauna asociada a cercas vivas en la zona altoandina, Nariño

Evaluation of the avifauna associated with live fences in the High Andean Zone, Nariño

Jesús Geovanny Solarte-Guerrero ^{1*}, Jorge Fernando Navia-Estrada ², Linda Giselle Jiménez-Rodríguez ³

- Recibido: 29/10/2024
- Aceptado: 27/03/2026
- Publicado: 28/08/2026

Citación: Solarte, J., Navia, J., & Jiménez, L. (2026). Evaluación de la avifauna asociada a cercas vivas en la zona Altoandina, Nariño. *Caldasia*, 48, e117269. <https://doi.org/10.15446/caldasia.v48.117269>

RESUMEN

El análisis de la biodiversidad es fundamental para entender la funcionalidad y el equilibrio de los agroecosistemas. Este estudio se realizó en la zona Altoandina de la vereda San Felipe del municipio de Pasto, Nariño, con el objetivo de caracterizar las cercas vivas y la avifauna asociada a las mismas. Para la caracterización de las cercas vivas, se emplearon transectos lineales que permitieron determinar la frecuencia, abundancia, dominancia y el índice de valor de importancia (IVI) de las especies vegetales presentes. La evaluación de la avifauna se realizó mediante observaciones y el método de conteo por puntos fijos, estableciendo cuatro puntos de observación a lo largo de las cercas vivas, espaciados cada 50 m para evitar el recuento de individuos. Como resultado, se identificaron doce familias y 19 especies, donde las especies más frecuentes en las cercas vivas (CV) fueron *Alnus jorullensis*, *Acacia decurrens* y *Eucalyptus globulus*, siendo esta última la especie dominante en el sistema. En el Índice de Valor de Importancia (IVI), las especies más relevantes ecológicamente fueron *A. jorullensis* y *A. decurrens*. Para las CV, la diversidad de especies fue aceptable (índice de Shannon: 2,98), pero la equitatividad fue baja (índice de Simpson: 0,20). Entre las aves, *Zenaida auriculata* y *Zonotrichia capensis* fueron las más abundantes, con un índice de diversidad de avifauna de 2,70 y baja equitatividad (0,18). Finalmente, se encontró que las aves utilizan las especies arbóreas de las cercas vivas como fuente de alimento, refugio y protección contra el viento, entre otros beneficios.

Palabras clave: Abundancia, Diversidad, Muestreo, Sistemas agroforestales.

¹ Universidad de Nariño. Pasto, Nariño. solarteg@hotmail.com,

² Universidad de Nariño. Pasto, Nariño. jornavia@yahoo.com

³ Universidad de Nariño. Tumaco, Nariño. lindajimenez83@hotmail.com

* Autor para correspondencia.



ABSTRACT

Analysis of biodiversity is essential for understanding the functionality and balance of agroecosystems. This study was conducted in the high Andean zone of the San Felipe village in the municipality of Pasto, Nariño, with the aim of characterizing living fences and the associated avifauna. For the characterization of living fences, linear transects were used to determine the frequency, abundance, dominance, and importance value index (IVI) of the plant species present. The avifauna evaluation was carried out through observations and the fixed-point count method, establishing four observation points along the living fences, spaced 50 m apart to avoid recounting individuals. As a result, twelve families and 19 species were identified, with the most frequent species in the living fences (LF) being *A. jorullensis*, *A. decurrens*, and *E. globulus*, the latter being the dominant species in the system. In the Importance Value Index (IVI), the most ecologically relevant species were *A. jorullensis* and *A. decurrens*. For the living fences, species diversity was acceptable (Shannon index: 2.98), but equitability was low (Simpson index: 0.20). Among the birds, *Z. auriculata* and *Z. capensis* were the most abundant, with an avifauna diversity index of 2.70 and low equitability (0.18). Finally, it was found that birds use the tree species in the living fences as a source of food, shelter, and protection from the wind, among other benefits.

Keywords: Abundance, Agroforestry systems, Diversity, Sampling.

INTRODUCCIÓN

El uso intenso y creciente de recursos naturales por parte de la humanidad está afectando la biodiversidad del planeta. Esto se manifiesta en la degradación, destrucción y fragmentación de hábitats, así como en la emisión de contaminantes, la introducción de especies invasoras y la explotación excesiva de especies, lo que ha llevado a la extinción de muchas de ellas (Haddad et al., 2015). La pérdida de especies disminuye la capacidad de los ecosistemas para mantener funciones esenciales como la provisión de agua, recursos forestales y alimentos (Dirzo et al., 2014). Además, esta pérdida ha generado consecuencias evolutivas que afectan dinámicas ecológicas clave, como la herbivoría, el ciclado de nutrientes, la erosión y la regulación hídrica (Ripple et al., 2014). Bajo este contexto, Farnham (2017) menciona la preocupación sin precedentes por la diversidad biológica, reflejada en la pérdida acelerada de la diversidad a nivel ecosistémico, específico y genético.

Colombia es considerado un país megadiverso tanto en términos biológicos como culturales, y enfrenta amenazas significativas debido a actividades humanas (Castro et al., 2021). Según el Sistema de Información sobre Biodiversidad de Colombia (SiB Colombia), en 2023 el país se posicionó como el cuarto país con mayor biodiversidad a nivel

mundial, con aproximadamente 79 828 especies registradas. Aunque ocupa el cuarto lugar global, Colombia es notable por ser el primero en diversidad de aves y también sobresale en orquídeas y mariposas. Estas cifras reflejan la riqueza biológica a nivel nacional, siendo un país que enfrenta desafíos debido a amenazas ambientales y la presencia de especies invasoras que afectan sus ecosistemas (Garwood et al., 2022; SiB Colombia, 2023).

En cuanto a la avifauna, Colombia alberga aproximadamente 1979 especies de aves, reafirmando su posición como líder mundial en diversidad de aves. De estas, la gran mayoría son especies residentes, aunque también se registran especies migratorias, boreales, australes, endémicas y algunas introducidas. Este nivel de diversidad convierte a Colombia en un foco esencial para la ornitología, especialmente en la región del Neotrópico, donde el conocimiento sobre las aves continúa evolucionando debido a cambios en la taxonomía y la distribución de las especies (Pfister, 2023; World Land Trust, 2024). Avendaño et al. (2017) señalan que la taxonomía y el conocimiento de la distribución de la avifauna colombiana han presentado cambios significativos desde la publicación de “A Guide to the Birds of Colombia” por Hilty & Brown (1986), al punto de que, actualmente, no se conoce con precisión cuántas y cuáles especies de aves existen en el territorio nacional. Por tan-

to, el estudio de la avifauna colombiana juega un papel importante en el desarrollo de la ornitología en Suramérica y en el Neotrópico en general.

De acuerdo con investigaciones del Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (2017), Nariño es uno de los departamentos que alberga mayor diversidad de aves en Colombia. Calderón et al. (2017) reporta para el departamento un total de 1048 especies de aves, que incluyen 155 especies con algún tipo de migración y 242 especies que cumplen criterios de conservación de aves a nivel internacional (AICA/IBA). Esto convierte a la región en un centro importante para la conservación de aves en Colombia, dado su alto número de especies endémicas y de rango restringido.

Las aves tienen una importancia evolutiva y ecológica significativa, siendo reconocidas como indicadores clave de la salud de los ecosistemas, y su declive ha influido en la pérdida de servicios ecosistémicos críticos como la polinización y la dispersión de semillas, esenciales para la regeneración de los ecosistemas (Fraixedas et al., 2020). Además, las aves contribuyen al control de poblaciones de invertebrados y microvertebrados en sistemas productivos y silvestres, ayudan en el manejo de malezas en sistemas agrícolas y participan en el reciclaje de nutrientes a través de la disposición de cadáveres y residuos orgánicos (Whelan et al., 2008). Su función en la relocalización de

nutrientes y en la provisión de cavidades de anidación para otras especies subraya su relevancia para el equilibrio de los ecosistemas (Gaston, 2022).

Este trabajo evaluó la avifauna presente en cercas vivas (CV) de la zona Altoandina de Nariño, municipio de Pasto, donde se caracterizó la diversidad florística presente en las CV y se identificaron los ensamblajes de aves y su relación con las especies arbóreas en este tipo de sistemas agroforestales.

MATERIALES Y MÉTODOS

Localización

El estudio se llevó a cabo en la vereda San Felipe, microcuenca Mijitayo, ubicada en el municipio de Pasto, Nariño, Colombia, a una latitud de 1°13'N y una longitud de 77°17'W. La temperatura promedio de la zona varía entre los 12° C y 13° C, con una humedad relativa de 67 %, una precipitación anual que está entre los 790 mm y 2000 mm y una altura promedio de 2800 m (Madroño, 2006) (Fig. 1). La región incluye varias zonas de vida, como el páramo subandino (p-SA), el bosque húmedo montano (bh-M), el bosque muy húmedo montano (bmh-M) y el bosque seco montano bajo (bsMB), lo que evidencia su diversidad ecológica y la variabilidad de sus condiciones climáticas y biogeográficas (Gómez et al., 2022).



Figura 1. Localización de la vereda San Felipe, Pasto – Nariño (Colombia).

Caracterización florística de las CV

Se realizó un inventario florístico exhaustivo (100 %) de las cercas vivas (Fig. 2). Para determinar la composición y diversidad florística, se establecieron transectos lineales de 10 m, siguiendo la metodología del área mínima propuesta por Matteucci & Colma (1982). En cada transecto se identificaron las especies arbóreas presentes, registrando su familia, género, nombre científico, número de individuos por especie, altura total y diámetro a la altura del pecho (DAP). La identificación taxonómica se realizó mediante comparación con ejemplares de referencia del Herbario PSO de la Universidad de Nariño y consulta de literatura botánica especializada. También, se registraron las siguientes variables: número total de cercas vivas, número total de especies arbóreas, longitud promedio de cerca viva (km), número total de árboles con DAP > 10 cm y <10 cm, y la altura total. Para las especies encontradas, se calcularon los índices de abundancia, frecuencia, dominancia y el índice

de valor de importancia (IVI) para inventarios forestales. La diversidad florística se determinó mediante los índices de Shannon-Wiener y Simpson.

Identificación de los ensamblajes de aves asociadas a las CV

Para determinar los ensamblajes de aves presentes en las CV, se realizaron observaciones de campo durante los meses de agosto, septiembre y octubre del año 2018, en franjas horarias de alta actividad aviar: entre las 6:00 am y 8:00 am y entre las 3:00 pm y 5:00 pm (Johns, 1991). El muestreo se realizó siguiendo la metodología de conteo por puntos o puntos fijos (Ralph et al., 1996). Se establecieron cuatro puntos a lo largo de las cercas vivas, separados por 50 m para evitar el recuento de individuos (Gillespie et al., 2000). En cada punto se realizaron conteos durante intervalos de 10 min, contando así las aves detectadas en cada uno de ellos (Hutto et al., 1986; Wunderle, 1994).

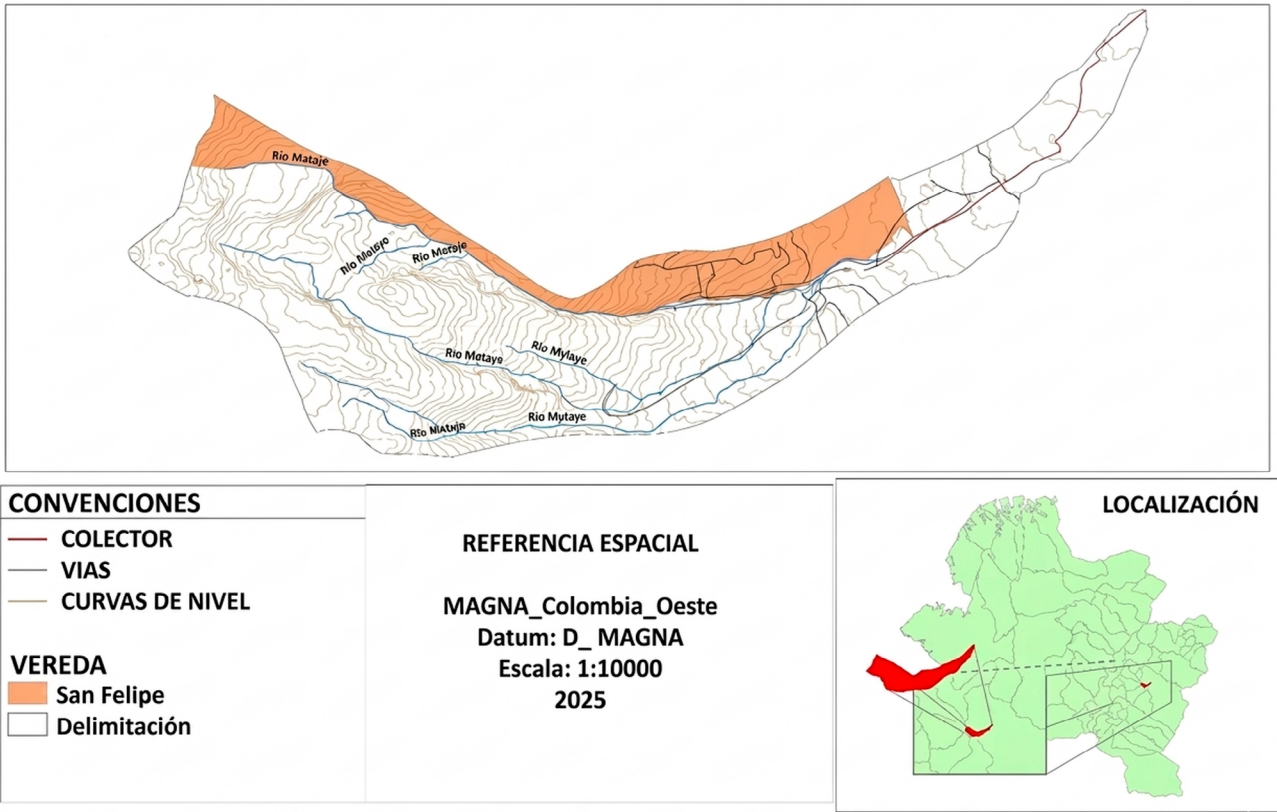


Figura 2. Cercas vivas presentes en la vereda San Felipe, Pasto – Nariño (Colombia).

La identificación de las especies de aves se realizó mediante observación directa de sus características morfológicas y el reconocimiento de sus vocalizaciones. Como referencia inicial se utilizó la guía de aves de Colombia de Hilty y Brown (1986). Esta identificación se complementó con registros fotográficos y acústicos obtenidos durante el trabajo de campo, los cuales fueron comparados mediante la aplicación Merlin Bird ID del Cornell Lab of Ornithology. La aplicación se utilizó como herramienta de apoyo para contrastar los patrones visuales y las vocalizaciones registradas, y no como único criterio de identificación. Los registros de campo se realizaron de acuerdo con las recomendaciones metodológicas de Ralph et al. (1996). Posteriormente, la nomenclatura científica y la clasificación taxonómica de las especies fueron verificadas y actualizadas de acuerdo con la lista eBird/Clements de las aves del mundo, versión 2025 (Clements et al., 2025). Además, se determinó la abundancia y dominancia de cada especie de acuerdo con los índices de Shannon y Simpson.

Los grupos tróficos de las aves fueron determinados con base en los gremios tróficos actualizados propuestos por López-Muñoz et al. (2022), que clasifican las especies según su fuente principal de alimento: CA (carroñeras), GRA (granívoras) y NEC (nectarívoras). Estos gremios son fundamentales para comprender las interacciones ecológicas y el papel de las aves en los ecosistemas, como lo señalan de Jongh & van Weerd (2006), quienes revisaron la clasificación trófica de aves en bosques tropicales. Ortega & Casas (2022) también recalcan la importancia de clasificar las especies aviares según su dieta principal para la gestión y conservación de la biodiversidad en áreas protegidas.

Relación entre la avifauna y árboles presentes en las CV

Para esto, se realizaron observaciones de campo detalladas, donde se registró el comportamiento de las aves, como su alimentación, descanso y anidación, específicamente en relación con las especies arbóreas presentes; además, se analizó la preferencia de las aves por determinadas especies de árboles en función de los recursos que estos ofrecen, tales como frutos, semillas, flores y sitios de anidación. El uso de los árboles será observado para determinar si las aves tienen una relación más fuerte con ciertas especies de árboles debido a su disponibilidad de recursos clave (Bucher & Bocco, 2009). La recopilación de estos datos permitió conocer y evaluar cómo la diversidad de árboles influye en la abundancia y diversidad de aves.

RESULTADOS

Composición estructural y florística de las CV

Se registraron un total de 122 cercas vivas, con una longitud de 7,6 km. La cerca con mayor longitud fue de 321 m, con un total de 226 árboles, y la de menor longitud fue de 6 m. El DAP promedio de los árboles >10 cm, fue de 17 cm y para los árboles con DAP < 10 cm fue de 4,7 cm. La densidad de árboles por km por cerca viva fue de 452 (Tabla 1).

Tabla 1. Composición estructural de las cercas vivas en la vereda San Felipe, Pasto – Nariño (Colombia).

Variable	Resultado
Longitud promedio de las cercas vivas (km)	7695 m
Densidad de árboles por km de cerca viva	452
Promedio de árboles con DAP > 10 cm	17 cm
Promedio de árboles con DAP < 10 cm	4,7 cm

Se encontraron un total de doce familias y 18 especies, entre las cuales están: aliso (*Alnus jorullensis* Kunth), eucalipto (*Eucalyptus globulus* Labill.), acacia amarilla (*Acacia decurrens* (J.C.Wendl.) Willd.), acacia japonesa (*Acacia melanoxylon* R.Br.), pino (*Pinus patula* Schiede ex Schltdl. & Cham.), pillo (*Euphorbia cotinifolia* L.), chilacuan (*Vasconcellea pubescens* A.DC.), mote (*Cordia rophaloides* A.DC.), flor de mayo (*Chaetogastra mollis* (Bonpl.) DC.), ivilan (*Monnina salicifolia* Ruiz & Pav.), y mora (*Rubus urticifolius* Poir.).

En cuanto a la frecuencia relativa, las especies más representativas fueron *A. jorullensis* (19 %), seguida de *A. decurrens* (16 %) y *E. globulus* (10 %). Otras especies como *A. melanoxylon*, *C. mollis* y *E. cotinifolia* se registraron en porcentajes menores. Con respecto a la abundancia, las especies más destacadas fueron *A. jorullensis* con un 38,6 %, *A. decurrens* con 16,7 % y *A. melanoxylon* con el 9,2 %.

Por otra parte, la especie más dominante en el sistema de cercas vivas fue *E. globulus*, debido a que se encontraba presente en algunas cercas vivas con alturas que oscilaban entre 6,5 m a 5 m y diámetros que variaban entre 0,6 cm a 44,6 cm. Esta especie sobresalió en la estructura vertical

con relación a otras especies encontradas como *A. melanoxylon*, *A. decurrens* y *V. pubescens*, entre otras.

Con respecto al Índice de Valor de Importancia (IVI), las especies de mayor peso ecológico fueron *A. jorullensis* (63,3 %), seguido de *A. decurrens* (43,1 %), *E. globulus* (36,1 %) y *A. melanoxylon* (31,7 %). La especie que presentó menor porcentaje fue *Prunus serotina* Ehrh. con el 2 % (Tabla 2).

Índice de diversidad de Shannon y Simpson para las CV

La diversidad de especies en las CV, según el índice de Shannon, fue aceptable (2,98). Por su parte, el índice de equitatividad de Simpson fue bajo (0,20), evidenciando una baja uniformidad en la distribución de los individuos entre las diferentes especies de las CV (Tabla 3).

Composición y relación de la avifauna con las especies arbóreas presentes en las CV

Para los ensambles de las aves, se registraron 416 individuos pertenecientes a siete familias y distribuidos en ocho especies. Los individuos se agruparon por familia y gremio trófico con el fin de identificar sus hábitos alimenticios (Tabla 4).

La familia Trochilidae fue la más abundante, con dos especies como *C. coruscans* y *L. victoriae*. De acuerdo con los gremios tróficos propuestos por Kattan & Álvarez. (1996), se identificaron tres grupos: granívoros (GRA), con cuatro especies; nectarívoros (NEC), con dos especies y carroñeros (CAR) también con dos especies (Tabla 4). El gremio trófico más abundante fue el granívoro (GRA) representado por las especies *Z. auriculata* (des Murs, 1847), *Z. capensis* (Müller, 1776), *T. serranus* Tschudi, 1844 y *P. aureoventris* (d'Orbigny & de Lafresnaye, 1837).

Tabla 2. Índice de valor de importancia ecológica (IVI) de las especies presentes en las cercas vivas de la vereda San Felipe, Pasto Nariño.

FAMILIA	NOMBRE CIENTÍFICO	NOMBRE COMÚN	IVI %
Betulaceae	<i>Alnus jorullensis</i> Kunth	Aliso	63,3
Fabaceae	<i>Acacia decurrens</i> (J.C.Wendl.) Willd.	Acacia amarilla	43,1
Myrtaceae	<i>Eucalyptus globulus</i> Labill.	Eucalipto	36,1
Fabaceae	<i>Acacia melanoxylon</i> R.Br.	Acacia japonesa	31,7
Pinaceae	<i>Pinus patula</i> Schiede ex Schltdl. & Cham.	Pino	19,7
Euphorbiaceae	<i>Euphorbia cotinifolia</i> L.	Pillo	18,5
Melastomastaceae	<i>Chaetogastra mollis</i> (Bonpl.) DC.	Flor de mayo	12,8
Asteraceae	<i>Baccharis latifolia</i> (Ruiz & Pav.) Pers.	Chilca	11,5
Caricaceae	<i>Vasconcellea pubescens</i> A.DC.	Chilacuan	9,4
Viburnaceae	<i>Sambucus nigra</i> L.	Sauco	7,3
Phyllanthaceae	<i>Phyllanthus salviifolius</i> Kunth	Yuco	7,0
Cordiaceae	<i>Cordia rophaloides</i> A.DC.	Mote	6,2
Polygalaceae	<i>Monnina salicifolia</i> Ruiz & Pav.	Ivilan	6,2
Rosaceae	<i>Rubus urticifolius</i> Poir.	Mora silvestre	5,7
Solanaceae	<i>Brugmansia aurea</i> Lagerh.	Borrachero	4,2
Cupressaceae	<i>Hesperocyparis lusitanica</i> (Mill.) Bartel	Ciprés	4,0
Viburnaceae	<i>Viburnum triphyllum</i> Benth.	Pelotillo	2,6
Rosaceae	<i>Prunus serotina</i> Ehrh.	Capulí	2,0

Tabla 3. Diversidad y abundancia de especies arbóreas en las CV en la vereda San Felipe, Pasto Nariño.

VARIABLES EVALUADAS	CANTIDAD
Número de especies	18
Abundancia	251
Índice de Shannon	2,98
Índice de Simpson	0,20

Tabla 4. Especies de aves encontradas en la vereda San Felipe, Pasto Nariño.

FAMILIA	NOMBRE CIENTÍFICO	NOMBRE COMUN	GREMIO
Cardinalidae	<i>Pheucticus aureoventris</i> (d'Orbigny & de Lafresnaye, 1837)	Miran churito	GRA
Cathartidae	<i>Coragyps atratus</i> (Bechstein, 1793)	Gallinazo	CAR
Columbidae	<i>Zenaida auriculata</i> (des Murs)	Paloma	GRA
Passerellidae	<i>Zonotrichia capensis</i> (Müller, 1776)	Gorrión	GRA
Trochilidae	<i>Colibri coruscans</i> (Gould, 1846)	Colibrí cola corta	NEC
Trochilidae	<i>Lesbia victoriae</i> (Bourcier & Mulsant, 1846)	Colibrí cola Larga	NEC
Turdidae	<i>Turdus serranus</i> Tschudi, 1844	Chiguaco negro	GRA
Tytonidae	<i>Tyto alba</i> (Scopoli, 1769)	Lechuza	CAR

GRA= Granívoro; CAR = Carroñero; NEC = Nectarívoro

Las especies de aves más abundantes en las cercas vivas fueron *Z. auriculata* (30 %), *Z. capensis* (24 %), *C. coruscans* (Gould, 1846) (11 %), *T. serranus* (9 %), *L. victoriae* (Bourcier & Mulsant, 1846) (6 %) y *P. aureoventris* (3 %). Otras especies observadas incluyeron *C. atratus* (Bechstein, 1793) (16 %) y *T. alba* (Scopoli, 1769) (1 %); sin embargo, estas aves no interactúan directamente con las cercas vivas, porque su tipo de alimentación es carnívora. Algunas aves presentaron cierta preferencia con respecto a algunas especies arbóreas, porque les ofrecen hábitat, refugio o alimento.

Con respecto a la relación de la avifauna con las especies arbóreas en las CV, se evidenció que la especie *Z. auriculata* estuvo presente en la especie arbórea *A. jorullensis* (61,4 %),

seguido de *E. globulus* (11,1 %) y, en menor proporción con *A. decurrens*, *Cordia rophaloides*, *E. cotinifolia*, entre otras. Por su parte, *Z. capensis* se presentó en las especies arbóreas *E. cotinifolia* (26,3 %), debido a que este tipo de aves esconden sus nidos entre los ramajes para ser protegidos por los fuertes vientos que se presentan en la zona. Además, esta especie de ave estuvo presente *A. jorullensis* (17,5 %), cuyas semillas son fuente para su alimentación.

Índice de diversidad de Shannon y Simpson para la avifauna

La diversidad de avifauna, con base en el índice de Shannon, fue aceptable (2,70). Se considera que valores por debajo de dos indican baja diversidad, mientras que valores superiores a tres reflejan una alta diversidad; sin embargo, el valor obtenido para el índice de equitatividad de Simpson fue de 0,18, lo que evidencia la baja uniformidad en la distribución de individuos entre las especies dominantes (Tabla 5).

Tabla 5. Diversidad y abundancia de la avifauna presente en las cercas vivas en la vereda San Felipe, Pasto Nariño.

VARIABLES EVALUADAS	CANTIDAD
Especies de aves	8
Número de individuos	416
Índice de Shannon	2,70
Índice de Simpson	0,18

DISCUSIÓN

Composición estructural y florística de las CV

En la zona de estudio, las cercas vivas constituyen el sistema agroforestal más predominante, cumpliendo funciones importantes como la delimitación de potreros y cultivos, la regulación del microclima, la reducción de la erosión hídrica y eólica, la mejora en la infiltración del agua, y el incremento de la biodiversidad de flora y fauna, entre otros; además, actúan como elementos clave para la conexión de fragmentos de bosque. De la Ossa (2013), resalta que las cercas vivas funcionan como corredores biológicos que permiten el desplazamiento de fauna silvestre, semillas y polen entre áreas fragmentadas. Asimismo, Morantes & Renjifo (2018) destacan que estas estructuras lineales arboladas no solo delimitan áreas agrícolas, también contribuyen a la recuperación de la diversidad biológica,

mejorando la infiltración del agua y reduciendo la erosión hídrica y eólica.

En un estudio desarrollado por Navia et al. (2017) en los municipios de Guachucal y Cumbal (Nariño), se registraron 14,8 km en 61 cercas vivas en Guachucal, con promedio de 67,4 árboles con DAP ≥ 10 cm y 12,8 árboles con DAP < 10 cm. En Cumbal, se reportaron 13,87 km en 92 cercas, con 107,13 árboles con DAP ≥ 10 cm y 29,86 con DAP < 10 cm. Estos resultados, difieren con los obtenidos en este estudio, debido a que la zona de análisis se caracteriza por ser minifundista, con áreas de 0,8 ha en promedio, destinados a una agricultura de subsistencia, a diferencia de Guachucal y Cumbal, que son de procedencia ganadera y con áreas mayores a 1,5 ha. Por lo tanto, se deduce que, a mayor extensión de tierra, los productores tienden a establecer una mayor cantidad de árboles en las cercas vivas, con diferentes usos como forraje, leña y frutos. Bustamante & Mora (2010) corroboran esta relación, señalando que la longitud de la cerca viva es mayor a medida que aumenta el área de la finca.

Por otro lado, la diversidad y número de especies presentes en las cercas vivas también varía según las características climáticas propias de cada zona. Guapucal et al. (2013) reportaron 19 especies distribuidas en 18 familias y 19 géneros, siendo las de mayor peso ecológico: urapán (*Fraxinus chinensis* Roxb.), nacedero (*Trichanthera gigantea* (Bonpl.) Nees), pillo rojo (*E. cotinifolia*), guayacán (*Tabebuia guayacan* Kunth), níspero (*Eriobotrya japonica* (Thunb.) Lindl.), pino (*Pinus sylvestris* L.) y guayabillo (*Terminalia chiriquensis* Pittier). Estas especies cumplen funciones de delimitación de las fincas, evitar el paso de animales, proporcionar madera y leña, entre otros. Por su parte, Siles et al. (2013) identificaron en una zona de clima templado-cálido especies como *Gliricidia sepium* (Jacq.) Kunth., *Acacia farnesiana* (L.) Willd., *Enterolobium cyclocarpum* (Jacq.) Griseb., *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit, entre otras, algunas nativas y otras introducidas. Las especies reportadas en la anterior investigación no coinciden con las encontradas en el presente estudio, debido principalmente a las diferencias agroclimáticas entre las dos zonas.

Por su parte, una de las especies que se presentó con mayor frecuencia en las cercas vivas fue *A. jorullensis*, la cual ha sido implementada en programas de reforestación llevados a cabo por entidades públicas y privadas de la región. Dicha especie tiene una amplia aceptación entre los agri-

cultores debido a su baja competencia con cultivos y sus múltiples beneficios. López et al. (2020) afirman que esta especie pionera es clave para la regeneración de los bosques templados y fuente de combustible para muchos productores; además, se regeneran en áreas perturbadas por la extracción de árboles, favoreciendo la recuperación del ecosistema (Estrada et al., 2021), y son utilizadas como cercas vivas para la delimitación de predios (Estrada, 2018).

Por otro lado, otra especie que se presentó de manera frecuente fue *A. decurrens*. Solorza (2012) afirma que esta especie se destaca por su alta frecuencia en ecosistemas andinos, atribuida a su capacidad de adaptación a suelos alterados y su rol en la mejora de la estructura del suelo, facilitando la colonización por otras especies.

En cuanto a la dominancia, la especie *E. globulus* fue la que más se destacó en las cercas vivas. Estudios realizados por Arias & Barrera (2007) mencionan que esta especie dominaba en términos de densidad y área basal, siendo pionera en procesos de regeneración forestal y una de las primeras en colonizar áreas perturbadas por disturbios naturales o antrópicos. Del mismo modo, Carrasco (2020) determinó que esta especie dominaba en términos de abundancia y área basal.

A nivel de Índice de Valor de Importancia (IVI), estas especies fueron las de mayor peso ecológico. Esta alta dominancia se debe a sus características ecológicas, como la capacidad de *A. jorullensis* para fijar nitrógeno y colonizar áreas perturbadas, y el rápido crecimiento y adaptabilidad de *E. globulus* y *A. decurrens*. Además, no solo mejoran la calidad del suelo y favorecen la regeneración de otras especies, sino que también proporcionan hábitats importantes para la fauna local.

De otra manera, también se evidenció la presencia de especies arbóreas exóticas como *E. globulus* y *P. patula*, las cuales desempeñan un papel importante en la modificación de los hábitats naturales con efectos diferenciados sobre la avifauna y el ambiente. *Eucalyptus globulus* aunque ofrece néctar para algunas aves, generalmente limita la biodiversidad al carecer de la complejidad estructural necesaria, como cavidades y vegetación subyacente, lo que restringe el número de especies que pueden habitar en estas plantaciones (Calviño, 2013; Goded et al., 2019). Además, su capacidad para alterar el balance hídrico del suelo puede afectar negativamente la fauna y flora nativa (White et al., 2021). En cuanto a *P. patula*, aunque su plantación

puede favorecer la regeneración de especies nativas en algunos contextos, su estructura homogénea y la falta de diversidad de recursos también limitan la presencia de aves en comparación con los bosques nativos (Randriambanona et al., 2019). Ambos árboles, aunque útiles en términos productivos, presentan limitaciones en la conservación de la biodiversidad y la salud de los ecosistemas naturales.

Índice de diversidad de Shannon y dominancia de Simpson para las CV

Navia et al., (2017) en los municipios de Guachucal y Cumbal (Nariño – Colombia), reportaron índices de diversidad de Shannon de 0,96 y 2,01 (baja y aceptable, respectivamente), y de Simpson de 0,48 y 0,18 (aceptable y bajo). En este estudio, se encontraron resultados similares a los registrados en el municipio de Cumbal, con una diversidad aceptable según Shannon; pero, baja equitatividad según Simpson. Lo anterior, se debe a la predominancia de *A. jorullensis*, establecida masivamente con fines de reforestación; sin embargo, en áreas más elevadas, aún se mantienen algunas cercas vivas naturales que poseen una mayor diversidad. De igual manera, Mera et al. (2010) en el municipio de Pupiales, encontraron que la diversidad fue aceptable en este tipo de sistemas debido a que algunos productores establecen cercas vivas para conservar los recursos naturales, delimitar áreas prediales y obtener beneficios como leña, forraje, protección contra el viento, entre otros.

Composición de la avifauna en las CV

Muchas especies de aves presentan cierta preferencia con algunas especies arbóreas debido a que les sirven de hábitat, refugio, consumo de semillas, entre otras. En este estudio se registraron 416 individuos, siendo la familia Trochilidae la más predominante, con especies como *C. coruscans* y *L. victoriae*. Otros estudios han reportado cantidades superiores, como Fontalvo (2016), quien registró 1203 individuos con predominancia de las familias Tyrannidae y Thraupidae. Por su parte, Pulido & Rengifo (2011) reportaron 4355 aves en el municipio de Aranzazu – Caldas, donde también se destacaron las familias Thraupidae y Tyrannidae. Las diferencias en la cantidad de aves y especies encontradas en estos estudios están estrechamente relacionadas con factores como la extensión y abundancia de cercas vivas, la diversidad de especies vegetales que estas albergan y el grado de afectación de los ecosistemas; por lo tanto, estas características influyen directamente en la capacidad de las cercas vivas para sos-

tener y conectar diferentes hábitats, reflejando su impacto en la biodiversidad local.

Zenaida auriculata y *Z. capensis* fueron las especies más abundantes, demostrando una notable capacidad de adaptación a cambios ambientales, con una reproducción acelerada, lo que sugiere un potencial de colonización eficiente en hábitats alterados. Diversos autores (Diniz & Pizo, 2021; Leveau & Leveau, 2012; Maldonado et al., 2020; Ortúzar et al., 2022) coinciden en destacar la resiliencia de *Z. auriculata* frente a los cambios ambientales y/o de perturbación, lo que facilita su establecimiento en hábitats fragmentados o urbanos. Por lo tanto, estas características subrayan su capacidad de colonización y éxito en ambientes transformados por la actividad humana.

Los estudios sobre la avifauna en cercas vivas en Colombia muestran que *Z. auriculata* y *Z. capensis* son dos de las especies más abundantes en estos ecosistemas, lo que resalta la importancia de las cercas vivas en la conservación de la biodiversidad aviar. Chaparro & Camargo (2017) encontraron que *Z. auriculata* fue la especie más numerosa en las áreas verdes urbanas de Bogotá, como las cercas vivas, donde las aves encuentran hábitats adecuados para su supervivencia. A su vez, Téllez & Sánchez (2016) también destacan la relevancia de las cercas vivas como áreas de forrajeo, especialmente para *Z. capensis*, que utiliza estas estructuras para acceder a recursos alimentarios en su entorno. Estos estudios evidencian que las cercas vivas no solo actúan como elementos clave en la conectividad ecológica, sino que también proporcionan hábitats cruciales para varias especies de aves, contribuyendo a la preservación de la avifauna en paisajes rurales y urbanos.

En otra instancia, *Z. auriculata* desempeña un papel crucial en la dispersión de semillas, aportando grandes cantidades de semillas a largas distancias, especialmente cuando muere con semillas en su buche, contribuyendo a la rápida colonización de nuevos hábitats, como fragmentos de vegetación (Bucher & Bocco, 2009). Sin embargo, también genera daños significativos a los cultivos de girasol, particularmente a las variedades de semillas negras, lo que indica competencia con la agricultura (Murton et al., 1974). Por otro lado, *Z. capensis* muestra una notable diversidad genética con tres linajes principales distribuidos desde América Central hasta el sur de Argentina, lo que refleja su adaptación a diversos hábitats y su influencia en la regeneración de ecosistemas (Lougheed et al., 2013).

Además, sus interacciones ecológicas, incluida su dieta, afectan su susceptibilidad a enfermedades, como la malaria aviar, destacando su compleja relación con el entorno y su rol en los ecosistemas (Rivero de Aguilar et al., 2024).

Por otro lado, el gremio trófico de aves más abundante fue el granívoro (GRA), representado por las especies *Z. auriculata*, *Z. campensis*, *T. serranus* y *P. aureoventris*. La predominancia de los granívoros en estos ecosistemas podría estar relacionada con su capacidad para adaptarse a diversas condiciones ambientales y a la disponibilidad de recursos alimenticios. Según estudios recientes, las aves granívoras tienden a prosperar en sitios urbanos donde encuentran una alta disponibilidad de semillas, lo cual es favorecido por las alteraciones en el uso de suelo y la simplificación de hábitats (Curzel & Leveau, 2021). Este comportamiento es común en áreas urbanas de Sudamérica, como en Buenos Aires y La Paz, donde los ecosistemas fragmentados y la heterogeneidad de la vegetación permiten a las especies granívoras explotar diferentes nichos de alimentación y asegurar su presencia (Leveau & Leveau, 2012; López de Casenave et al., 2008). Este patrón de adaptación destaca el papel de los granívoros como indicadores de resiliencia en paisajes alterados, aprovechando la variabilidad en la disponibilidad de recursos, adaptándose a cambios en los hábitats (López de Casenave et al., 2008).

Relación de la avifauna con las CV

La relación de la avifauna con las cercas vivas evidenció que *Z. auriculata* se encuentra predominantemente en las especies arbóreas *A. jorullensis* y *E. globulus*, y en menor medida con *A. decurrens*, *C. rophaloides* y *E. cotinifolia*, entre otras. La preferencia de *Z. auriculata* por ciertos tipos de árboles en las cercas vivas puede explicarse por la estructura y disponibilidad de recursos que estos árboles ofrecen, facilitando su adaptación en hábitats fragmentados. Morantes & Rengifo (2018) resaltan que las cercas vivas funcionan como corredores biológicos esenciales en sistemas tropicales, apoyando la conectividad y la conservación de la biodiversidad, especialmente aves. Además, Benítez et al. (2021) señalan que estas estructuras permiten que las aves granívoras se adapten a diversos paisajes, utilizando la heterogeneidad del entorno y las distintas especies arbóreas para asegurar su éxito en áreas urbanas y agrícolas. En este contexto, la selección de árboles por parte de *Z. auriculata* no solo refleja las adaptaciones de esta especie a su entorno, sino que también resalta la importancia de la diversidad arbórea en las cercas vivas para la conservación de la avifauna local.

Zonotrichia capensis se adapta bien a hábitats donde puede proteger sus nidos, manifestando su preferencia por árboles con densa ramificación, como *E. cotinifolia*, que brinda refugio frente a condiciones climáticas adversas. Según Davis & Burt (2019), esta especie muestra flexibilidad en la selección de sitios de anidación lo que le permite maximizar la protección frente a predadores y condiciones climáticas, lo que destaca su adaptabilidad en diversas regiones, incluyendo áreas con fuertes vientos y altitudes variables. Loughheed et al. (2013) destacan que *Z. capensis*, gracias a su diversidad morfológica y ecológica, prospera en diversos hábitats del Neotrópico, debido a su comportamiento adaptativo, manifestando su preferencia por árboles protectores como *E. cotinifolia*, demostrando su capacidad de ajuste al entorno para optimizar su éxito reproductivo.

Por su parte, el colibrí de cola corta *C. coruscans* fue observado principalmente en árboles de *E. globulus*, donde encuentra su principal fuente de alimento en las flores melíferas que producen abundante néctar. Birds of Bolivia (2019) documenta su presencia en áreas donde el eucalipto es común, destacando su capacidad para adaptarse a estos ambientes y utilizar los recursos florales no nativos como fuente principal de alimento.

Índice de diversidad de Shannon y Simpson para la avifauna

La diversidad de aves, medida mediante el índice de Shannon, fue considerada como aceptable, indicando una riqueza moderada de especies. De acuerdo con Krebs (2014), valores del índice de Shannon por debajo de dos reflejan baja diversidad, mientras que valores superiores a tres sugieren una alta diversidad en las comunidades ecológicas. Este rango moderado es consistente con la descripción de Luther et al. (2022), quienes afirman que una diversidad moderada puede ser indicativa de una comunidad con suficiente riqueza de especies, aunque puede presentar limitaciones en su funcionalidad ecológica si la equitatividad no es uniforme. Por otro lado, el índice de Simpson mostró una baja equitatividad de 0,18, lo que sugiere que la comunidad está dominada por unas pocas especies. Además, Luther et al. (2022) destacan que comunidades con baja equitatividad, como la observada en este estudio, podrían enfrentar mayores riesgos de resiliencia reducida, ya que la pérdida de especies dominantes podría impactar significativamente la estabilidad del ecosistema.

CONCLUSIONES

Las especies arbóreas con mayor peso ecológico en el sistema agroforestal de cercas vivas fueron *A. jorullensis*, *A. decurrens*, *E. globulus* y *A. melanoxylon* utilizadas principalmente para la delimitación potreros; pero, también para la protección del suelo, la captura de carbono y el soporte a la biodiversidad local.

El índice de diversidad de Shannon para las cercas vivas fue aceptable, indicando una diversidad moderada de especies; no obstante, el índice de equitatividad de Simpson reveló una baja uniformidad en la distribución de los individuos, lo que sugiere que algunas especies predominan significativamente sobre otras.

Las especies de aves más asociadas con las cercas vivas fueron *Z. auriculata* y *Z. capensis*, mostrando preferencia por árboles como *A. jorullensis*, *E. cotinifolia*, *E. globulus*, *A. decurrens* y *C. rophaloides*, que les proporcionan hábitat, refugio y alimento.

La diversidad de aves fue aceptable, lo que indica una diversidad moderada en el sistema; sin embargo, se observó una baja uniformidad en la distribución de los individuos, lo que sugiere que el sistema está dominado por un reducido número de especies.

PARTICIPACIÓN DE LOS AUTORES

JGSG: Investigación, análisis de datos, conceptualización, escritura, revisión y edición; JFNE: Investigación, escritura, revisión y edición; LGJR: investigación y análisis de datos.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen los aportes de los evaluadores y editor, cuyas observaciones permitieron mejorar la calidad del presente artículo.

LITERATURA CITADA

Arias-Escobar, M. & Barrera-Cataño, J. (2007). Caracterización florística y estructural de la vegetación vascular en áreas con diferente condición de abandono en la cantera Soratama, localidad de Usaquén, Bogotá. *Universitas Scientiarum*, 12(Es2), 25-

45. <https://revistas.javeriana.edu.co/index.php/scientarium/article/view/4888/3766>

Avendaño, J., Bohórquez, C., Rosselli, L., Arzuza, D., Estela, F., Cuervo, A., Stiles, F. & Renjifo, L. (2017). Lista de chequeo de las aves de Colombia: Una síntesis del estado del conocimiento desde Hilty & Brown (1986). *Ornitología Colombiana*, (16), 1-83. <https://doi.org/10.59517/oc.e366>

Benítez, J., Pizarro, J., Blazina, P. & Lencinas, M. (2021). Response of bird communities to native forest urbanization in one of the southernmost city of the world. *Urban Forestry & Urban Greening*, 58, 126887. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126887>

Birds of Bolivia. (2019). *Colibri coruscans*. Birds of Bolivia. <https://birdsofbolivia.org/species-fact-sheets-2/hummingbirds-picaflores/colibri-coruscans/>

Bucher, E. H. & Bocco, P. J. (2009). Reassessing the importance of granivorous pigeons as massive, long-distance seed dispersers. *Ecology*, 90(8), 2321-2327. <https://doi.org/10.1890/08-2077.1>

Bustamante, D. & Mora, D. (2011). *Caracterización de cercas vivas y árboles dispersos en fincas ganaderas del municipio de Pasto, departamento de Nariño*. [Tesis de pregrado, Universidad de Nariño]. Repositorio Institucional de la Universidad de Nariño. <https://sired.udenar.edu.co/10210/>

Calderón-Leytón, J., Flórez, C., Cabrera-Finley, A. & Rosero, Y. (2011). Aves del departamento de Nariño, Colombia. *Biota Colombiana*, 12(1). <https://revistas.humboldt.org.co/index.php/biota/article/view/242>

Calviño-Cancela, M. (2013). Effectiveness of eucalypt plantations as a surrogate habitat for birds. *Forest Ecology and Management*, (310), 692-699. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.09.014>

Carrasco, C. (2020). *La forestería análoga como herramienta para la restauración ecológica en un bosque plantado de Eucalyptus globulus en la Hacienda El Paraíso, Provincia de Imbabura*. [Tesis, Universidad Estatal Amazónica]. Repositorio digital Universidad Estatal Amazónica. <https://repositorio.uea.edu.ec/handle/123456789/807>

Castro, J., Valbuena, É., Escobar, G., Roa, R. & López, L. (2021). Multidimensionalidad de la biodiversidad. Aportes a la formación inicial de profesores de biología en Colombia. *Tecné Episteme y Didaxis: TED*, (50), 131-148. <https://doi.org/10.17227/ted.num50-11978>

Chaparro-Herrera, S. & Camargo Martínez, P. A. (2017). Avifauna a lo largo del río Fucha en la ciudad de Bogotá, Colombia. *Biota Colombiana*, 18(2), 212-227. <https://doi.org/10.21068/c2017.v18n02a14>

Clements, J. F., Rasmussen, P. C., Schulenberg, T. S., Iliff, M. J., Gerbracht, J. A., Lepage, D., Spencer, A., Billerman, S. M., Sullivan, B. L., Smith, M. & Wood, C. L. (2025). The eBird/Clements checklist of birds of the world: v2025. *Cornell Lab of Ornithology*. <https://www.birds.cornell.edu/clementschecklist/introduction/updateindex/october-2025/>

- Curzel, F. E. & Leveau, L. M. (2021). Bird taxonomic and functional diversity in three habitats in Buenos Aires City, Argentina. *Birds*, 2(2), 217-229. <https://doi.org/10.3390/birds2020016>
- Davis, K. M. & Burt, E. H. (2019). Size increase with altitude in the Rufous-collared Sparrow (*Zonotrichia capensis*). *The Wilson Journal of Ornithology*, 131(1), 135-139. <https://doi.org/10.1676/17-19>
- De la Ossa-Lacayo, A. (2013). Cercas vivas y su importancia ambiental en la conservación de avifauna nativa. *Revista Colombiana de Ciencia Animal*, 5(1), 171-193. <https://doi.org/10.24188/recia.v5.n1.2013.483>
- De Longh, H. & Van Weerd, M. (2006). *The use of avian guilds for the monitoring of tropical forest disturbance by logging (Tropenbos Documents 17)*. Tropenbos International. https://www.tropenbos.org/app/data/uploads/sites/2/TBI_Documents17-1.pdf
- Diniz, H. & Pizo, M. (2021). *Sucesso reprodutivo da Zenaida auriculata em uma área urbana*. [Tesis de pregrado, Universidade Estadual Paulista]. Repositorio institucional UNESP. <http://hdl.handle.net/11449/216412>
- Dirzo, R., Young, H., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N. & Collen, B. (2014). Defaunation in the Anthropocene. *Science*, 345(6195), 401-406. <https://doi.org/10.1126/science.1251817>
- Estrada-Valdes, G., Endara-Agramont, A., Vazquez-Lozada, S. & Todd, F. (2021). Forest harvesting impacts on the structure and composition of coniferous forests in Mexico. *Forests*, 12(8), 1068. <https://doi.org/10.3390/f12081068>
- Estrada Valdes, G. (2018). *Efecto del aprovechamiento forestal sobre la estructura y composición de un bosque templado del estado de México*. [Tesis de maestría, Universidad Autónoma del Estado de México]. Repositorio institucional de la Universidad Autónoma del Estado de México. <http://hdl.handle.net/20.500.11799/95196>
- Farnham, T. (2017). A confluence of values. Historical roots of concern for biological diversity. En J. Garson, A. Plutynski & S. Sarkar (Eds.), *The Routledge Handbook of Philosophy of Biodiversity* (pp. 11-39). Routledge.
- Fontalvo, Y. (2016). *Efecto del contexto paisajístico sobre la composición y riqueza de la avifauna de las cercas vivas del borde Norte de Bogotá*. [Tesis de maestría, Universidad de Ciencias Aplicadas y Ambientales U.D.C.A.]. Repositorio Institucional U.D.C.A. <https://repository.udca.edu.co/entities/publication/55c4a82e-a873-4bfe-b8aa-9c5cbafffi8>
- Fraixedas, S., Lindén, A., Piha, M., Cabeza, M., Gregory, R. & Lehtikoinen, A. (2020). A state-of-the-art review on birds as indicators of biodiversity: Advances, challenges, and future directions. *Ecological Indicators*, 118, 106728. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106728>
- Garwood, K., Huertas, B., Río, I. & Jaramillo, J. (2022). *Mariposas de Colombia Lista de chequeo / Butterflies of Colombia Checklist (Lepidoptera: Papilionoidea)*. BioButterfly Catalogs. <http://www.butterflycatalogs.com>
- Gaston, K. (2022). Birds and ecosystem services. *Current Biology*, 32(20), R1163–R1166. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2022.07.053>
- Gillespie, T., Grijalva, A. & Farris, C. (2000). Diversity, composition, and structure of tropical dry forests in Central America. *Plant Ecology*, 147, 37–47. <https://doi.org/10.1023/A:1009848525399>
- Goded, S., Ekroos, J., Domínguez, J., Azcárate, JG, Guitián, J. & Smith, H. (2019). Effects of eucalyptus plantations on avian and herb species richness and composition in North-West Spain. *Global Ecology and Conservation*, 19, e00690. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00690>
- Gómez, R., Sánchez, L. & Ruiz, F. (2022). Ecosistemas de montaña y su variabilidad climática. *Journal of Andean Studies*. (15). 120-130. <https://doi.org/10.1016/j.andes.2022.02.003>
- Guapucal, M., Burbano, C., & Estacio, L. (2013). Caracterización de fincas con sistemas agroforestales tradicionales en la vereda Franco Villa, municipio de Buesaco, Nariño. *Revista Agroforestería Neotropical*, (3), 47–61. <https://revistas.ut.edu.co/index.php/agroforesteria/article/view/321>
- Haddad, N., Brudvig, L., Clobert, J., Davies, K., González, A., Holt, R. & Townshend, J. (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*, (1), e1500052. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1500052>
- Hilty, S. & Brown, W. (1986). *A guide to the birds of Colombia*. Princeton University Press.
- Hutto, R., Pletschet, S. & Hendricks, P. (1986). A fixed-radius point count method for nonbreeding and breeding-season use. *The Auk*, 103(3), 593-602. <https://doi.org/10.1093/auk/103.3.593>
- Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander Von Humboldt. (2017). *Biodiversidad en el departamento de Nariño: Aves, Nariño*. <https://www.gbif.org/publisher/2a7e3080-28a9-11dd-97cd-b8a03c50a862>
- Johns, A. (1991). Responses of Amazonian rain forest birds to habitat modification. *Journal of Tropical Ecology*, 7(4), 417-437. <https://doi.org/10.1017/S0266467400005812>
- Kattan, G. & Álvarez, H. (1996). *Preservation and management of biodiversity in fragmented landscape in the Colombian Andes*. En J. Schellhas & R. Greenberg (Eds.). Island Press. <https://www.cabidigitallibrary.org/doi/full/10.5555/19970611607>
- Krebs, C. (2014). *Ecological Methodology*. Harper Collins. <https://es.scribd.com/document/363368222/Ecological-Methodology-Second-Edition-pdf>
- Leveau, C. & Leveau, L. (2012). The role of urbanization and seasonality on the temporal variability of bird communities. *Landscape and Urban Planning*, 106(3), 271-276. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.03.008>
- López de Casenave, J., Cueto, V. & Marone, L. (2008). Seasonal dynamics of guild structure in a bird assemblage of the central Monte desert. *Basic and Applied Ecology*, 9(1), 78–90. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2006.08.006>

- López-Muñoz, E., Enríquez, P., Saldaña-Vázquez, R., Hernández-Morales, F. & Vandame, R. (2022). Diversidad avifaunística y gremios tróficos en tres condiciones diferentes de cobertura vegetal selvática, al sureste de Chiapas, México. *Acta Zoológica Mexicana*, 38. <https://doi.org/10.21829/azm.2022.3812434>
- López-Sánchez, C., Bolívar-Cimé, B., Aparicio-Rentería, A. & Viveros-Viveros, H. (2020). Population structure of *Alnus jorullensis*, a species used as firewood by five rural communities in a natural protected area of Mexico. *Botanical Sciences*, 98 (2),238-247. <https://doi.org/10.17129/botsci.2392>
- Lougheed, S., Campagna, L., Dávila, J., Tubaro, P., Lijtmaer, D. & Handford, P. (2013). Continental phylogeography of an ecologically and morphologically diverse Neotropical songbird, *Zonotrichia capensis*. *BMC Evolutionary Biology*, 13, 13-58 <https://doi.org/10.1186/1471-2148-13-1>
- Luther, D., Cooper, W., Jirinec, V., Wolfe, J., Rutt, C., Bierregard, R., Lovejoy, T. & Stouffer, P. (2022). Long-term changes in avian biomass and functional diversity within disturbed and undisturbed Amazonian rainforest. *Biological Sciences*, 289(1981), 20221123. <https://doi.org/10.1098/rspb.2022.1123>
- Madroñero, S. & Jiménez, F. (2006). *Manejo del recurso hídrico y estrategias de gestión integral en la microcuenca del río Mijitayo*. [Tesis de maestría, Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza]. Repositorio CATIE. https://repositorio.catie.ac.cr/bitstream/handle/11554/5307/Manejo_del_recurso_hidrico_y_estrategias_para_su_gestion_integral.pdf?isAllowed=y&sequence=1
- Maldonado, L., Tempesti, T., Somoza, G., Peluc, S. & Valdez, D. (2020). Reproduction in the Eared Dove: An exception to the classic model of seasonal reproduction in birds. *Zoology*, 140, 125769. <https://doi.org/10.1016/j.zool.2020.125769>
- Matteucci, S. & Colma, A. (1982). *Metodología para el estudio de la vegetación*. Secretaría general de la organización de los estados americanos. https://www.researchgate.net/publication/44553298_Metodologia_para_el_estudio_de_la_vegetacion_por_Silvia_D_Matteucci_y_Aida_Colma
- Mera, E., Vidal, A. & León, J. (2010). Relación entre la comunidad de aves y especies arbóreas en cercas vivas de agropaisajes en los municipios de Pupiales y Cumbal, departamento de Nariño. [Tesis de pregrado, Universidad de Nariño]. Repositorio Institucional de la Universidad de Nariño. <https://sired.udenar.edu.co/11197/>
- Morantes, J. & Renjifo, L. (2018). Cercas vivas en sistemas de producción tropicales: una revisión mundial de los usos y percepciones. *Revista de Biología Tropical*, 66(2), 739-753. <https://doi.org/10.15517/rbt.v66i2.33405>
- Murton, R., Bucher, E., Nores, M., Gómez, E. & Reartes, J. (1974). The ecology of the Eared Dove (*Zenaida auriculata*) in Argentina. *The Condor*, 76(1), 80-88. <https://doi.org/10.2307/1365986>
- Navia, J., Muñoz, D. & Solarte, J. (2017). Caracterización del componente arbóreo de cercas vivas en sistemas agroforestales en el departamento de Nariño. *Revista Temas Agrarios*, 22(2), 80-89. <https://doi.org/10.21897/rta.v22i2.947>
- Ortega-Álvarez, R. & Casas, A. (2022). The feeding landscape: bird and human use of food resources across a biocultural landscape of the Colombian Andes. *Sustainability*, 14(8), 4789. <https://doi.org/10.3390/su14084789>
- Ortúzar, M., Salazar, T. & Castro, J. (2022). Territorial expansion of *Zenaida auriculata* (Aves: Columbidae) in the Brazilian Amazon. *Acta Amazónica*, 52(2), 166-171. <https://doi.org/10.1590/1809-4392202102711>
- Pulido-Santacruz, P. & Renjifo, L. (2011). Live fences as tools for biodiversity conservation: A study case with birds and plants. *Agroforestry Systems*, 81, 15-30. <https://doi.org/10.1007/s10457-010-9331-x>
- Ralph, C., Geupel, G., Pyle, P., Martin, T. & De Sante, D. (1996). *Handbook of field methods for monitoring landbirds*. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Research Station. https://research.fs.usda.gov/treesearch/31462?utm_source=chatgpt.com
- Randriambanona, H., Randriamalala, J. & Carrière, S. (2019). Native forest regeneration and vegetation dynamics in non-native *Pinus patula* tree plantations in Madagascar. *Forest Ecology and Management*, 446, 20-28. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.05.019>
- Ripple, W., Estes, J., Beschta, R., Wilmers, C., Ritchie, E., Hebblewhite, M. & Schmitz, O. (2014). Status and ecological effects of the world's largest carnivores. *Science*, 343(6167), 1241484. <https://doi.org/10.1126/science.1241484>
- Rivero de Aguilar J., Barroso, O., Bonaccorso, E., Cadena, H., Hussing, L., Jorquera, J. & Wingfield, J. (2024). Associations among MHC genes, latitude, and avian malaria infections in the rufous-collared sparrow (*Zonotrichia capensis*). *Ecology and Evolution*, 14, 1-14. <https://doi.org/10.1002/ece3.11634>
- Sekercioglu C. 2018. Ecosystem functions and services provided by birds. *Environmental Management*, (62), 4-17. <https://doi.org/10.1007/s00267-018-1047-2>
- Sistema de Información sobre Biodiversidad de Colombia (SiB Colombia). (2023). *Biodiversidad en cifras*. <https://cifras.biodiversidad.co>
- Siles, P., Rayo, J., Rugama, F. & Molina, L. (2013). Diversidad arbórea en cercas vivas y dos fragmentos de bosque en la comunidad de Santa Adelaida, Estelí. *Encuentro*, 96, 60-76. <https://doi.org/10.5377/encuentro.voi96.1270>
- Solorza, J. (2012). Evaluación de la regeneración de *Acacia decurrens*, *Acacia melanoxylon* y *Ulex europaeus* en áreas en proceso de restauración ecológica. *Revista Luna azul*, 34, 66-80. https://revistasoj.s.ucaldas.edu.co/index.php/lunazul/article/view/1135?utm_source=chatgpt.com
- Tellez-Farfán L. & Sánchez FA. 2016. Forrajeo de *Zonotrichia capensis* (Passeriformes: Emberizidae) y valor del parche en cercas vivas jóvenes de la sabana de Bogotá. *Acta Biológica Colombiana*, 21(2). <http://dx.doi.org/10.15446/abc.v21n2.52605>

- Whelan, C., Wenny, D. & Marquis, R. (2008). Ecosystem services provided by birds. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1134, 25–60. <https://doi.org/10.1196/annals.1439.003>
- White, D., Silberstein, R., Balocchi-Contreras, F., Quiroga, J., Meason, D., Palma, J. & De Arellano, P. (2021). Growth, water use, and water use efficiency of *Eucalyptus globulus* and *Pinus radiata* plantations compared with natural stands of Roble-Hualo forest in the coastal mountains of central Chile. *Forest Ecology and Management*, 501, 119676. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119676>
- World Land Trust [WLT]. (2024). *New Bird Species Found in WLT-Funded Reserve, Colombia* <https://www.worldlandtrust.org/news-and-stories/new-bird-species-found-in-wlt-funded-reserve-colombia/>
- Wunderle J. (1994). Census methods for Caribbean land birds. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Southern Forest Experiment Station. General Technical Report SO-98. https://catalog.hathitrust.org/Record/007406103?utm_source=chatgpt.com