Fundación Miguel Lillo
Tucumán
Argentina

Variación estacional de la diversidad de aves en diferentes coberturas urbanas de San Fernando del Valle de Catamarca, Argentina

Bird diversity seasonal variation across different urban coverages in San Fernando del Valle de Catamarca, Argentina

Quevedo, Mateo[1], Inga Quarin, Lourdes M.[1], Gramaglia, Marcos[1], Castro, Araceli[1], Coronel Roso, Juan[2], Silva Yara, M.[1], Tallei, Ever[3], Benavidez, Analía[4*]

[1] Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad Nacional de Catamarca, Av. Máximo Victoria 55. San Fernando del Valle de Catamarca, Catamarca, Argentina. CP: 4700.
[2] Facultad de Humanidades. Universidad Nacional de Catamarca, Av. Máximo Victoria 55. San Fernando del Valle de Catamarca, Catamarca, Argentina. CP: 4700.
[3] Instituto Argentino de Investigaciones de las Zonas Áridas (IADIZA), Centro Científico Tecnológico CONICET Mendoza, Av. Ruiz Leal s/n, Parque General San Martín. Mendoza, Argentina. CP: 5500.
[4] Centro Regional de Energía y Ambiente para el Desarrollo Sustentable, Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, Universidad Nacional de Catamarca (CREAS-CONICET/UNCA), Prado 366. San Fernando del Valle de Catamarca, Catamarca, Argentina. CP: 4700
* Correo electrónico: <analiab87@gmail.com>

Resumen

La expansión urbana suele asociarse a una pérdida de biodiversidad, favoreciendo especies generalistas y exóticas por sobre especialistas y nativas. Además, el ensamble de aves varía estacionalmente por movimientos migratorios. El objetivo fue describir la diversidad de aves y su variación estacional en cuatro coberturas urbanas (borde, centro, microcentro y espacios verdes), caracterizadas mediante el índice NDVI, en San Fernando del Valle de Catamarca, Argentina, mediante 255 transectas de 100 x 20 m muestreadas en invierno y verano. Se registraron 11.165 individuos de 86 especies (completitud

➤ Ref. bibliográfica: Quevedo, M.; Inga Quarin, L. M.; Gramaglia, M.; Castro, A.; Coronel Roso, J.; Silva Yara, M.; Tallei, E.; Benavidez, A. 2026. "Variación estacional de la diversidad de aves en diferentes coberturas urbanas de San Fernando del Valle de Catamarca, Argentina". *Acta Zoológica Lilloana 70* (2): 937-957. DOI: https://doi.org/10.30550/j.azl/2398
➤ Recibido: 18 de abril 2026 – Aceptado: 8 de septiembre 2026.
➤ URL de la revista: http://actazoologica.lillo.org.ar

➤ Esta obra está bajo una Licencia Creative Commons Atribución – No Comercial – Sin Obra Derivada 4.0 Internacional.

de muestreo: 95,3%, Chao1), siendo *Passer domesticus* y *Columba livia*, ambas exóticas, las especies más abundantes. La riqueza fue mayor en borde (57 especies) y espacios verdes (55), y menor en centro (49) y microcentro (24), el cual presentó consistentemente la menor diversidad (números de Hill). La composición del ensamble varió significativamente entre coberturas y estaciones (PERMANOVA; p=0,001), con interacción significativa entre ambos factores; el microcentro mostró el mayor recambio composicional estacional. La composición de gremios tróficos también varió entre coberturas y estaciones, con una marcada estacionalidad funcional en los sectores más urbanizados. En invierno se registró mayor riqueza y mayor proporción de migrantes invernales, concentrados hacia el borde y los espacios verdes, mientras que los migrantes estivales se concentraron en los sectores de mayor densidad edilicia. Estos resultados evidencian que la urbanización no solo reduce la diversidad taxonómica del ensamble, sino que además modula su variabilidad composicional estacional, siendo esta mayor en los sectores de mayor intensidad urbana.

Palabras clave: Avifauna, diversidad, ensambles, urbanización.

Abstract

Urban sprawl is often associated with biodiversity loss, favoring generalist and exotic species over specialists and natives. Bird assemblages also vary seasonally due to migratory movements. This study described bird diversity and its seasonal variation across four urban land covers (edge, center, downtown, green spaces), characterized using the NDVI index, in San Fernando del Valle de Catamarca, Argentina, using 255 transects (100 x 20 m) sampled in winter and summer. We recorded 11,165 individuals of 86 species (sampling completeness: 95.3%, Chao1), with *Passer domesticus* and *Columba livia*, both exotic, as the most abundant species. Richness was highest in the edge (57 species) and green spaces (55), and lowest in the center (49) and downtown (24), the latter consistently showing the lowest diversity (Hill numbers). Assemblage composition differed significantly between land covers and seasons (PERMANOVA; p=0.001), with a significant interaction between both factors; downtown showed the greatest seasonal compositional turnover. Trophic guild composition also varied between land covers and seasons, with marked functional seasonality in the most urbanized sectors. These results indicate that urbanization not only reduces the assemblage's taxonomic diversity but also modulates its seasonal compositional variability, which was greatest in the most intensely urbanized sectors.

Keywords: Birdlife, diversity, assemblage, urbanization.

INTRODUCCIÓN

Las zonas urbanas presentan áreas con mayor concentración de estructuras edilicias, las cuales tienden a disminuir hacia zonas periurbanas (McDonnell y Pickett, 1990; McDonnell y Hahs, 2008). El estudio de áreas con diferentes grados de urbanización permite explicar y/o predecir el tipo, intensidad y frecuencia de los impactos antrópicos en el ecosistema (Shochat et al., 2006; Cuevas, 2022; Xie et al., 2026). La urbanización reduce el hábitat nativo para las especies autóctonas y favorece el establecimiento de especies exóticas, simplificando los ensambles de aves (Fauth et al., 1996), donde dominan pocas especies que toleran o se benefician de estas nuevas condiciones artificiales generadas por el ser humano (McKinney, 2006; Camín et al., 2022; Xie et al., 2026). A su vez, la estacionalidad climática y ambiental actúa como un modulador de los ensambles (Leveau, 2018; Bocelli et al., 2022), ya que algunas especies realizan migraciones altitudinales y latitudinales (Faaborg et al., 2010; Capllonch, 2018; Leiva, 2026). Dado que la urbanización disminuye la diversidad de aves migratorias (Curzel y Bellocq, 2022), resulta importante considerar variables espacio-temporales para caracterizar el ensamble de aves en entornos urbanos (Leveau, 2021, 2022).

Aunque los estudios sobre aves urbanas se han concentrado en el hemisferio norte (Perepelizin y Faggi, 2009; Hughes et al., 2022), en las últimas décadas se han incrementado en el Neotrópico (McDonald et al., 2020; Agudelo-Rendón et al., 2021; Ferrer-Sánchez et al., 2024) y en Argentina, siendo frecuentes en la región pampeana y cuyo (Maragliano et al., 2009; Perepelizin y Faggi, 2009; Leveau, 2013; Juri et al., 2023). Sin embargo, las investigaciones sobre la ornitología urbana en los ecosistemas áridos del Noroeste de Argentina (NOA) son todavía limitadas en comparación a otras áreas geográficas (Juri y Chani, 2005; Juri y Chani, 2009).

Estos antecedentes expresan que la diversidad de aves se relaciona de manera positiva con la cobertura de vegetación y de forma negativa con la proporción de estructuras artificiales. Es decir, las áreas densamente urbanizadas, muestran una menor diversidad, aunque es posible que contengan una mayor abundancia de individuos debido a la alta prevalencia de especies exóticas como *Columba livia* y *Passer domesticus*, y de nativas como *Patagioenas maculosa* y *Pitangus sulphuratus*, que se benefician de las zonas urbanas (Leveau y Leveau, 2016; Leveau y Zuria, 2017; Benito et al., 2019).

Pese a la relevancia de investigaciones de esta temática, a la fecha no existen estudios sobre ecología de aves urbanas para la provincia de Catamarca. Por ello, el presente estudio tiene como objetivo describir la diversidad estacional de aves en la ciudad de San Fernando del Valle de Catamarca en diferentes coberturas urbanas. Esperamos que la diversidad sea menor en las coberturas con mayor densidad de edificación, mostrando además una dominancia de especies generalistas y exóticas. A su vez, esperamos que las coberturas con mayor vegetación alberguen más especies nativas y que la estructura del ensamble de aves varíe entre estaciones debido a las especies migratorias.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en la ciudad de San Fernando del Valle de Catamarca, ubicada en el departamento Capital, la misma es capital de la provincia de Catamarca (28°28”S, 65°46”O), la cual concentra el 43,5% de los habitantes de la provincia (INDEC, 2022). La ciudad experimentó un notable desarrollo socio-territorial en los últimos años, expandiéndose hacia el norte y sur (Espeche y Nieva, 2017; Herrera y de la Orden, 2017). La misma se encuentra delimitada al norte por las sierras de Fariñango y Gracianas; al sur, por los llanos de La Rioja; al oeste, por la sierra de Ambato; y al este, por la sierra del Alto-Ancasti (Morlans, 1995). El área de estudio se encuentra inmersa en la ecorregión del Chaco a una altura promedio de 520 m s.n.m. (Torrella y Adamoli, 2005). La ciudad presenta un clima árido, con una marcada estacionalidad: veranos cálidos y húmedos e inviernos templados y secos con una temperatura media de 20,2°C, promediando 27,7°C la temperatura del mes más cálido (enero) y 10,8°C la del mes más frío (julio). Las precipitaciones oscilan entre 300 y 500 mm anuales (Navarro, 1994; Morlans, 1995; Arana et al. 2021).

Diseño de muestreo

Se definieron cuatro tipos de coberturas en base a la zonificación urbana de la ciudad (Sobrino et al., 2004), y criterios ecológicos a partir del índice espectral NDVI (Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada) el cual representa la productividad primaria y el vigor de la vegetación. De esta manera, se establecieron las siguientes categorías: 1) microcentro: zona donde se concentran los edificios y el mayor tráfico vehicular y peatonal; 2) centro: áreas semiurbanas de comercio y residenciales; 3) borde: zonas periurbanas residenciales que limita con terrenos baldíos y bosque nativo; y 4) espacios verdes: plazas y parques. En primer lugar, se definió la cobertura microcentro a partir de las cuatro avenidas principales de la ciudad (Sobrino et al., 2004). Luego, se definió la cobertura de borde considerando el límite entre la matriz urbana y el área natural a partir de la interpretación visual de imágenes satelitales. Para tal límite, se determinó un buffer de 500 m hacia el centro de la matriz urbana, distancia considerada para registrar aquellas especies de aves asociadas al bosque que podrían desplazarse y utilizar dichas áreas de transición. De esta manera, la cobertura centro quedó delimitada a partir del microcentro y borde. Por último, la cobertura de espacios verdes se determinó categóricamente bajo el criterio de corresponder a una plaza o parque registrado por la Municipalidad de San Fernando del Valle de Catamarca (Nodo IDE Catamarca, 2026).

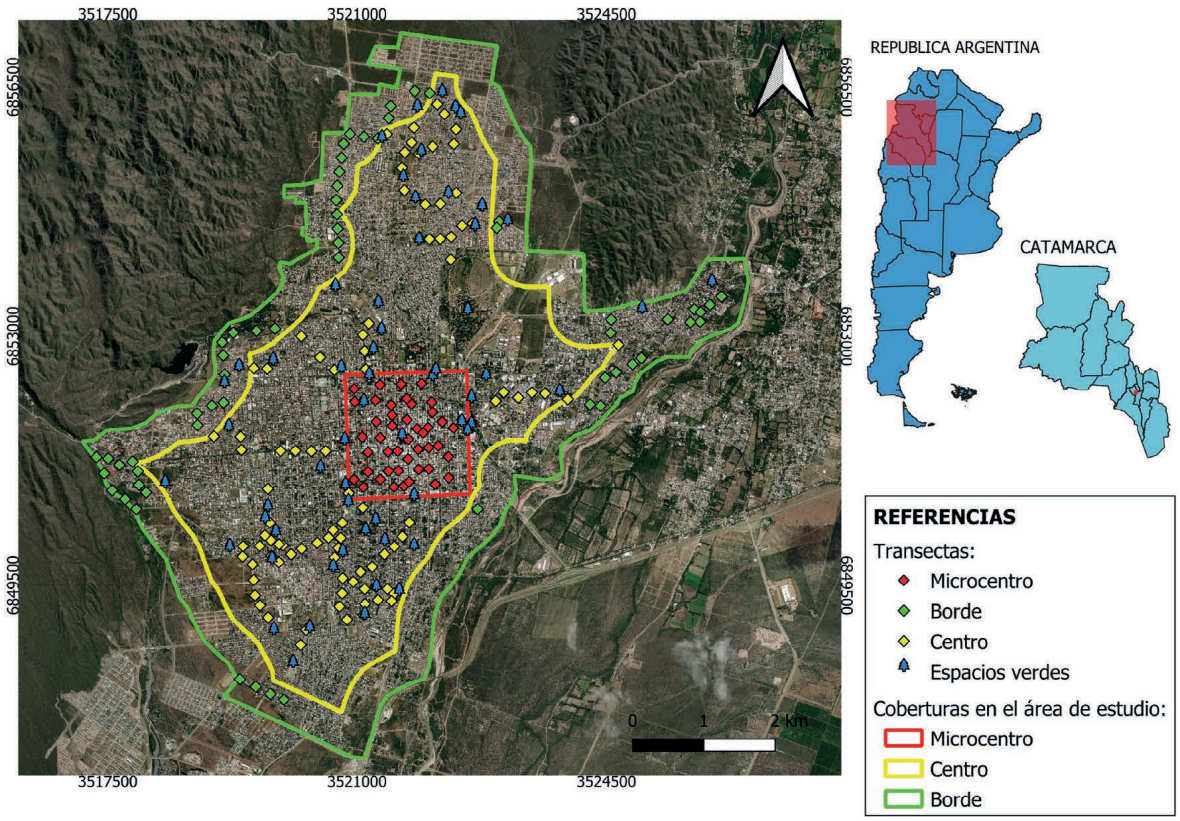

Figura 1. Mapa de la ciudad de San Fernando del Valle de Catamarca, Argentina. Se detallan coberturas con polígonos (microcentro, centro y borde) y las transectas con símbolos (microcentro, borde, centro y espacios verdes).

Figure 1. Map of the city of San Fernando del Valle de Catamarca, Argentina. Coverage areas are shown as polygons (micro-center, center, and periphery), while transects are indicated by symbols (micro-center, periphery, center, and green spaces).

Para calcular el NDVI se utilizaron imágenes Sentinel-2 correspondientes a la temporada estival de muestreo (enero 2025), con las cuales se elaboró un mosaico de imágenes para toda el área de estudio mediante Google Earth Engine (GEE, https://earthengine.google.com). Luego, en cada transecta de observación de aves se generó un centroide y se aplicó un buffer de 50 m para extraer los valores de NDVI mediante las herramientas de QGIS 3.44.4 (QGIS Development Team, 2026). El NDVI (media ± DE) resultó de: 0,10 ± 0,03 para microcentro, 0,15 ± 0,03 para centro, 0,18 ± 0,06 para borde, y 0,19 ± 0,06 para espacios verdes, mostrando diferencias significativas entre las cuatro coberturas (Kruskal-Wallis; $H = 95{,}70$; $p < 0{,}001$). Realizando comparaciones pareadas posteriores mediante el test U de Mann-Whitney (con corrección de Bonferroni), se encontró diferencia significativa entre todas las coberturas ($p < 0{,}001$) excepto entre borde y espacios verdes ($p = 0{,}286$). Sin considerar los espacios verdes, se evidencia un patrón donde la densidad de vegetación decrece desde el borde hacia el microcentro.

En cada cobertura se delimitaron transectas lineales de 100 m x 20 m con una distancia mínima de 100 m entre las mismas (Germain et al., 2008). En total se realizaron 255 transectas; 44 en microcentro, 92 en centro, 59 en borde y 60 en espacios verdes (Fig. 1). Las transectas fueron recorridas caminando, en un lapso de 10 min, registrando todas las especies de aves vistas y oídas y el número de individuos de cada una (Bibby et al., 2000). Los muestreos se realizaron en invierno (julio-agosto de 2024) y primavera-verano (noviembre de 2024-marzo de 2025) entre las 7 y 11 am, visitando dos veces al año cada transecta en condiciones climáticas estables, coincidiendo con el mayor pico de actividad de las aves (Maragliano et al., 2009; Gonzales-García, 2011). Las especies fueron clasificadas según su estatus de residente o migrador (Capllonch, 2018). Además, se clasificaron en gremios tróficos de acuerdo con su principal ítem alimentario (Malizia et al., 2005; de la Peña, 2011; Gomez et al., 2016).

Análisis estadísticos

Para evaluar la representatividad del esfuerzo de muestreo en las coberturas urbanas, se construyó una curva de acumulación de especies utilizando el estimador no paramétrico Chao1 para determinar el porcentaje de completitud (Villarreal et al., 2004).

Para comparar la diversidad de aves entre coberturas, se utilizaron curvas de rarefacción basadas en el número de individuos y la interpolación/extrapolación de los números de Hill (número efectivo de especies; Chao et al., 2014). Este método permite analizar una o varios ensambles a partir de la riqueza de especies ($q = 0$), diversidad de Shannon ($q = 1$, exponencial de entropía de Shannon) y diversidad de Simpson ($q = 2$, inversa de la dominancia de Simpson) (Moreno et al., 2017). Las comparaciones entre coberturas se realizaron estandarizando el esfuerzo de muestreo a un número común de individuos, mediante interpolación hasta el tamaño muestral observado y extrapolación hasta 800 individuos. Se consideraron diferencias estadísticamente significativas entre coberturas cuando los intervalos de confianza del 95% (obtenidos mediante bootstrap) no se superponían para un mismo tamaño de muestra.

Para evaluar diferencias en la composición del ensamble de aves entre coberturas urbanas y estaciones del año, se calculó la disimilitud de Bray-Curtis sobre los datos de abundancia transformados con raíz cuadrada y se aplicó un análisis de varianza multivariado permutacional (PERMANOVA; Anderson, 2001) con 999 permutaciones, considerando cobertura, estación y su interacción como factores fijos. La homogeneidad de la dispersión multivariada entre grupos se evaluó mediante PERMDISP (Anderson, 2006). La disimilitud en composición entre las distintas combinaciones de cobertura y estación se visualizó mediante una matriz de calor (heatmap) basada en la misma matriz de disimilitud de Bray-Curtis.

Se calculó la abundancia relativa de cada gremio trófico, expresada como la proporción de individuos de dicho gremio respecto del total de individuos registrados para cada cobertura y estación. Los gremios tróficos se representaron mediante gráficos de radar para visualizar diferencias entre los mismos.

Todos los análisis y gráficos se realizaron en el software R, utilizando los paquetes ggplot2, dplyr, iNEXT, tidyr, tibble, vegan, readxl, scales, forcats, tidyverse (R Development Core Team, 2024)

RESULTADOS

Se registraron 11.165 individuos pertenecientes a 86 especies, 75 géneros y 30 familias, siendo Tyrannidae y Thraupidae las familias más representadas (14 y 11 especies, respectivamente). Se identificaron 7 gremios tróficos, dominados en riqueza por insectívoros (n=38) y granívoros (n=15) (Tabla 1). La riqueza varió notablemente entre coberturas: 57 especies en borde, 55 en espacios verdes, 49 en centro y 24 en microcentro. Las especies más abundantes fueron las exóticas *Passer domesticus* (n=2.819) y *Columba livia* (n=1.585), seguidas por las nativas *Molothrus bonariensis* (n=746) y *Patagioenas maculosa* (n=518) (Tabla 1).

Los muestreos alcanzaron un alto grado de representatividad: la curva de acumulación de especies mostró una tendencia asintótica al superar las 500 transectas, con una riqueza observada de 86 especies. El estimador Chao1 indicó un 95,3% de completitud, estimando una riqueza total de 90 especies para el conjunto de las cuatro coberturas (Fig. 2).

Del total de especies, 61 fueron residentes, 14 migratorias invernales y 12 estivales (Tabla 1). El microcentro presentó la menor riqueza en las tres categorías (25 residentes, 5 migratorias invernales, 4 estivales), mientras que las demás coberturas mostraron valores más altos y similares entre sí (Tabla 1) con la riqueza de residentes oscilando entre 43 y 51 especies (centro, espacios verdes y borde, respectivamente), y la de migradoras variando entre 8 y 11 especies para ambas categorías.

En cuanto a la abundancia relativa, las especies residentes dominaron de forma uniforme en todas las coberturas (89,1-91,3% de los individuos). Las migradoras, en cambio, mostraron patrones espaciales opuestos según la época: las estivales fueron proporcionalmente más abundantes en los sectores con más densidad edilicia (microcentro y centro) que, en las coberturas más vegetadas, mientras que las invernales mostraron el patrón inverso, incrementando su representación hacia el borde y los espacios verdes (Tabla 1).

Tabla 1 (parte 1 de 2). Lista de especies registradas en la ciudad de San Fernando del Valle de Catamarca. N: número de individuos por especie. Estación Verano (V), Invierno (I). Cobertura espacial (M: Microcentro; C: Centro; B: Borde; EV: Espacios verdes). Gremio (C: Carnívoro; D: Detritívoro; F: Frugívoro; Granívoro; Insectívoro; N: Nectarívoro; O: Omnívoro). Estatus de residencia (M.E: Migrante estival; M.I: Migrante invernal; R: Residente). El símbolo * marca a las especies exóticas.

Table 1 (part 1 of 2). List of species recorded in the city of San Fernando del Valle de Catamarca. N: number of individuals per species. Season: Summer (V), Winter (I). Spatial coverage (M: Micro-center; C: Center; B: Edge; EV: Green spaces). Guild (C: Carnivore; D: Detritivore; F: Frugivore; Granivore; Insectivore; N: Nectarivore; O: Omnivore). Residency status (M.E: Summer migrant; M.I: Winter migrant; R: Resident). The symbol * marks exotic species.

Familia	Especies	N	Estación	Cobertura	Gremio	Estatus
Accipitridae	*Accipiter striatus*	1	V	B	C	R
	Rupornis magnirostris	2	I	B	C	R
	Geranoaetus polyosoma	1	I	B	C	M.I
Apodidae	*Streptoprocne zonaris*	42	V	C	I	R
Caprimulgidae	*Systellura longirostris*	2	V	C,EV	I	R
Cardinalidae	*Piranga flava*	3	I	B	G	R
	Cyanoloxia brissonii	2	I	B	F	R
Cathartidae	*Cathartes aura*	5	V-I	C	D	R
	Coragyps atratus	3	V-I	C,EV	D	R
Charadriidae	*Vanellus chilensis*	47	V-I	C,B,EV	O	R
Columbidae	*Columba livia**	1585	V-I	M,C,B,EV	G	R
	Patagioenas picazuro	227	V-I	M,C,B,EV	G	R
	Columbina picui	254	V-I	M,C,B,EV	G	R
	Zenaida auriculata	132	V-I	M,C,B,EV	G	R
	Patagioenas maculosa	518	V-I	C,B,EV	G	R
	Leptotila verreauxi	38	V-I	C,B,EV	G	R
Cotingidae	*Phytotoma rutila*	35	V-I	M,C,B,EV	F	M.I
Cracidae	*Ortalis canicollis*	15	V-I	B	I	R
Cuculidae	*Tapera naevia*	2	V	B	I	M.E
	Guira guira	16	V-I	B,EV	O	R
Falconidae	*Daptrius chimango*	63	V-I	M,C,B,EV	D	R
	Falco sparverius	16	V-I	C,B,EV	C	R
	Caracara plancus	14	V-I	C,B,EV	D	R
	Falco peregrinus	1	V	B	C	R
Fringillidae	*Euphonia chlorotica*	51	V-I	M,C,B,EV	F	R
	Spinus magellanicus	2	I	B	G	M.I
Furnariidae	*Furnarius rufus*	352	V-I	M,C,B,EV	I	R
	Pseudoseisura lophotes	84	V-I	C,B,EV	I	R
	Coryphistera alaudina	90	V-I	C,B,EV	I	R
	Lepidocolaptes angustirostris	2	V	EV	I	R
Hirundinidae	*Progne elegans*	144	V	M,C,B,EV	I	M.E
	Progne tapera	78	V	M,C,B,EV	I	M.E
	Progne chalybea	3	V	C	I	M.E
Icteridae	*Molothrus bonariensis*	746	V-I	M,C,B,EV	I	R
	Agelaioides badius	217	V-I	C,B, EV	G	R
	Icterus pyrrhopterus	35	V-I	EV	I	R
	Molothrus rufoaxillaris	28	V-I	C,B,EV	I	R
Mimidae	*Mimus triurus*	19	I	C,B,EV	I	M.I
Parulidae	*Geothlypis velata*	1	V	C	I	R
	Myioborus brunniceps	59	I	M,C,B,EV	I	M.I
	Setophaga pitiayumi	32	I	M,C,B,EV	I	R
Passeridae	*Passer domesticus**	2819	V-I	M,C,B,EV	O	R
Passerillidae	*Zonotrichia capensis*	56	V-I	C,B,EV	G	R
Picidae	*Melanerpes cactorum*	113	V-I	C,B,EV	I	R
	Colaptes melanochloros	17	V-I	EV	I	R
	Dryobates mixtus	1	I	EV	I	R

Tabla 1 (parte 2 de 2). Lista de especies registradas en la Ciudad de San Fernando del Valle de Catamarca. N: número de individuos por especie. Estación Verano (V), Invierno (I). Cobertura espacial (M: Microcentro; C: Centro; B: Borde; EV: Espacios verdes). Gremio (C: Carnívoro; D: Detritívoro; F: Frugívoro; Granívoro; Insectívoro; N: Nectarívoro; O: Omnívoro). Estatus de residencia (M.E: Migrante estival; M.I: Migrante invernal; R: Residente). El símbolo * marca a las especies exóticas.

Table 1 (part 2 of 2). List of species recorded in the city of San Fernando del Valle de Catamarca. N: number of individuals per species. Season: Summer (V), Winter (I). Spatial coverage (M: Micro-center; C: Center; B: Edge; EV: Green spaces). Guild (C: Carnivore; D: Detritivore; F: Frugivore; Granivore; Insectivore; N: Nectarivore; O: Omnivore). Residency status (M.E: Summer migrant; M.I: Winter migrant; R: Resident). The symbol * marks exotic species.

Familia	Especies	N	Estación	Cobertura	Gremio	Estatus
Polioptilidae	*Polioptila dumicola*	20	V-I	B,EV	I	R
Psittacidae	*Myiopsitta monachus*	264	V-I	C,B,EV	F	R
	Thectocercus acuticaudatus	482	V-I	C,B,EV	F	R
	Psittacara mitratus	1	V	EV	F	M.I
Strigidae	*Athene cunicularia*	2	V	EV	C	R
	Megascops choliba	1	I	B	C	R
Thamnophilidae	*Thamnophilus caerulescens*	1	I	B	I	R
Thraupidae	*Thraupis sayaca*	416	V-I	M,C,B,EV	F	R
	Sicalis flaveola	180	V-I	M,C,B,EV	G	R
	Rauenia bonariensis	201	V-I	M,C,B,EV	F	M.I
	Microspingus melanoleucus	258	V-I	C,B	F	R
	Saltator aurantiirostris	31	V-I	C,B	F	R
	Saltatricula multicolor	45	V-I	B	F	R
	Coryphospingus cucullatus	7	V-I	B	F	R
	Sporophila caerulescens	4	V	B	G	M.E
	Catamenia analis	65	V-I	C,B,EV	G	M.I
	Lophospingus pusillus	1	I	C	G	R
	Microspingus torquatus	22	I	C,B,EV	F	R
Trochilidae	*Chlorostilbon lucidus*	111	V-I	M,C,B,EV	N	R
	Heliomaster furcifer	18	V-I	C,B,EV	N	M.E
	Elliotomyia chionogaster	53	V-I	C,B, EV	N	M.I
	Sappho sparganurus	21	I	M,B,EV	N	M.I
Troglodytidae	*Troglodytes musculus*	96	V-I	C,B,EV	I	R
Turdidae	*Turdus chiguanco*	72	I	M,C,B,EV	O	M.I
	Turdus amaurochalinus	26	V-I	B,EV	F	M.E
Tyrannidae	*Pitangus sulphuratus*	454	V-I	M,C,B,EV	O	R
	Tyrannus melancholicus	114	V	M,C,B,EV	I	M.E
	Empidonomus aurantioatrocristatus	35	V	C,B,EV	I	M.E
	Tyrannus savana	43	V	C,B,EV	I	M.E
	Machetornis rixosa	75	V-I	C,B,EV	I	R
	Camptostoma obsoletum	1	V	B	I	R
	Elaenia parvirostris	2	V	EV	O	M.E
	Serpophaga griseicapilla	43	V-I	C,B,EV	I	M.I
	Stigmatura budytoides	7	I	C,B,EV	I	R
	Serpophaga subcristata	11	I	C,EV	I	R
	Agriornis murinus	2	I	C,EV	I	M.I
	Xolmis irupero	2	I	C,B	I	R
	Neoxolmis coronatus	1	I	EV	I	M.I
	Pyrocephalus rubinus	2	I	EV	I	M.E
Vireonidae	*Cyclarhis gujanensis*	2	I	EV	I	R

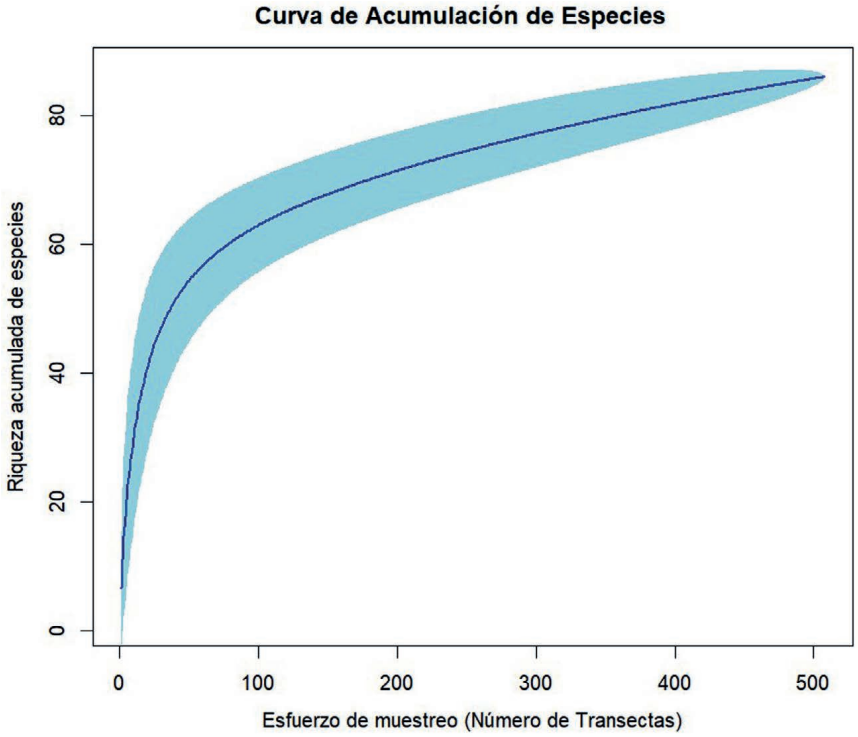

Figura 2. Curva de acumulación de especies de aves en función del esfuerzo de muestreo (número de transectas) en la ciudad de San Fernando del Valle de Catamarca. El área sombreada indica el intervalo de confianza.

Figure 2. Bird species accumulation curve as a function of sampling effort (number of transects) in the city of San Fernando del Valle de Catamarca. The shaded area indicates the confidence interval.

Se registraron 70 especies en invierno y 65 en primavera-verano. El gremio insectívoro dominó en riqueza en ambas estaciones (24 y 26 especies, respectivamente), seguido por granívoros y frugívoros, que aumentaron levemente hacia el verano (de 12 a 13, y de 11 a 13 especies); los demás gremios se mantuvieron estables (Tabla 1).

La diversidad de aves varió tanto entre estaciones como entre tipos de coberturas urbanas (Fig. 3). En verano, la riqueza de especies (q=0) mostró diferencias estadísticamente significativas entre el microcentro y el resto de las coberturas, así como entre el borde y el centro, donde el borde registró los valores más altos (Fig. 3A). Un patrón similar se observó para la diversidad de Shannon (q=1), con el microcentro registrando el valor más bajo *y* el borde el más alto. En el caso del índice de diversidad de Simpson (q=2, inversa de la dominancia), el valor más alto se encontró en el borde (Fig. 3A). Durante el invierno se observó un patrón similar al verano para la riqueza de especies (q=0) y la diversidad de Shannon (q=1), con el borde diferenciándose del centro y el microcentro (Fig. 3B). Para la diversidad de Simpson (q=2) las diferencias entre coberturas fueron menos acentuadas, aunque el borde y los espacios verdes mantuvieron valores más elevados en comparación con el centro y el microcentro (Fig. 3B).

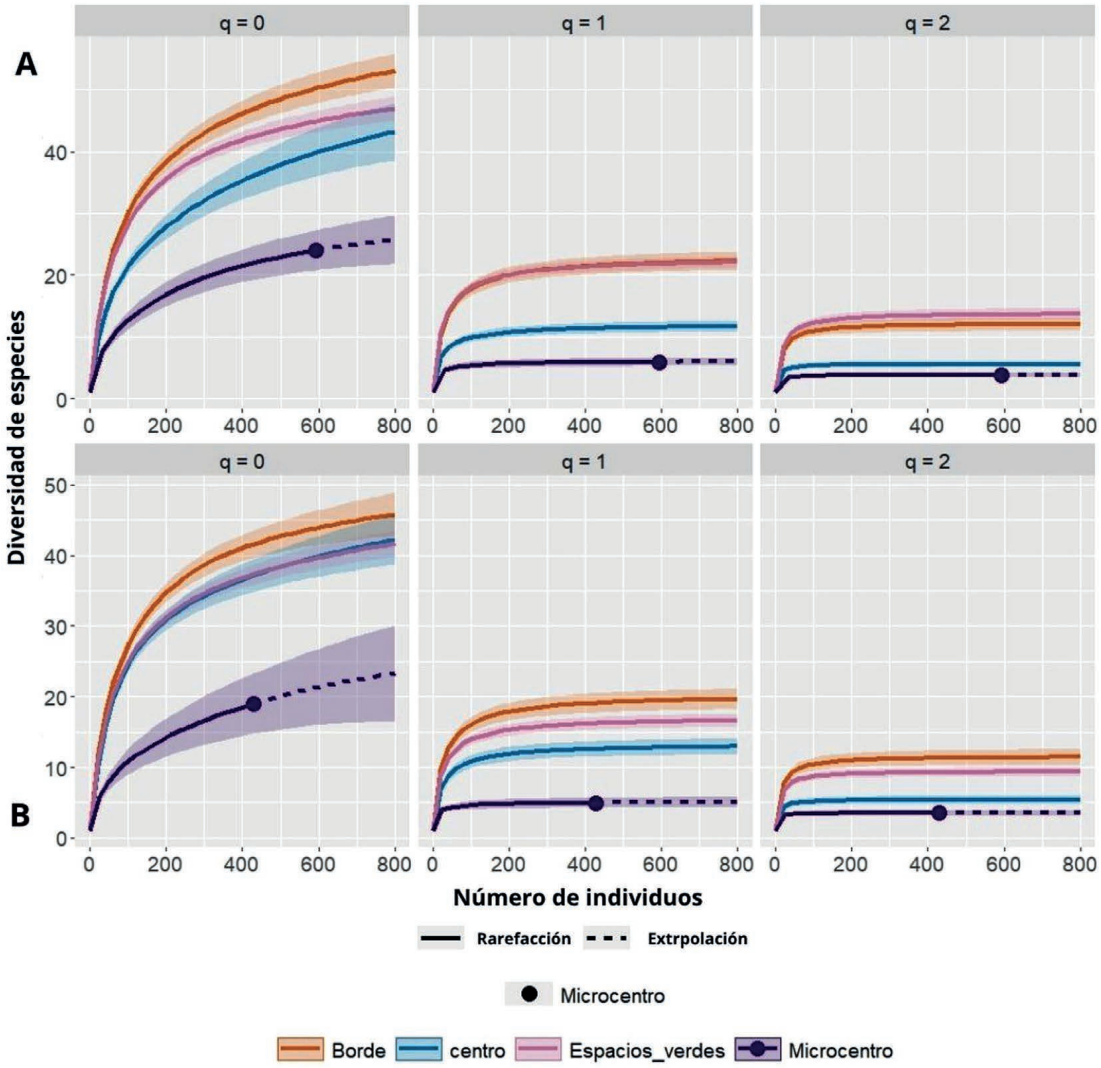

Figura 3. Curvas de rarefacción basadas en el número de individuos para comparar la diversidad de especies de aves en las cuatro coberturas evaluadas en la ciudad de San Fernando del Valle de Catamarca, Catamarca. Riqueza esperada (q=0); Diversidad exponencial de Shannon esperada (q=1); Diversidad de Simpson inversa (q=2). A (invierno); B (verano). La parte continua de la curva representa la interpolación (diversidad observada) y la parte punteada la extrapolación (diversidad esperada).

Figure 3. Rarefaction curves based on the number of individuals to compare bird species diversity in the four land cover types evaluated in the city of San Fernando del Valle de Catamarca, Catamarca. Expected richness (q=0); Expected Shannon exponential diversity (q=1); Inverse Simpson diversity (q=2). A (winter); B (summer). The solid portion of the curve represents the interpolation (observed diversity) and the dashed portion the extrapolation (expected diversity).

La composición del ensamble de aves mostró diferencias significativas entre coberturas urbanas (PERMANOVA, $F = 12{,}40$; $R^2 = 0{,}067$; $p = 0{,}001$), entre estaciones ($F = 8{,}54$; $R^2 = 0{,}015$; $p = 0{,}001$) y una interacción significativa entre ambos factores ($F = 2{,}09$; $R^2 = 0{,}011$; $p = 0{,}001$). Las diferencias estacionales se observaron en todas las coberturas, siendo más marcadas en el microcentro ($F = 7{,}20$; $R^2 = 0{,}077$; $p = 0{,}001$) y menores en el borde ($F = 2{,}25$; $R^2 = 0{,}020$; $p = 0{,}001$). La matriz de disimilitud mostró la menor disimilitud composicional entre las dos estaciones del microcentro (0,63), mientras que las mayores disimilitudes se dieron entre el borde y las demás coberturas (Fig. 4).

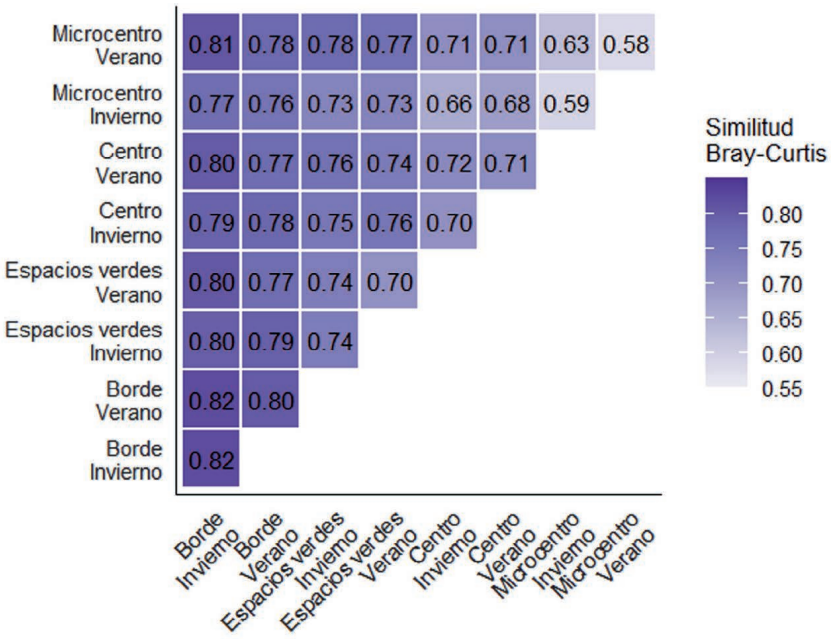

Figura 4. Matriz de disimilitud de Bray-Curtis en la composición del ensamble de aves entre las cuatro coberturas urbanas y las dos estaciones del año. Valores más cercanos a 1 indican menor disimilitud en composición entre el par de grupos comparado; valores más cercanos a 0 indican mayor disimilitud.

Figure 4. Bray-Curtis dissimilarity matrix in the composition of the bird assemblage among the four urban land cover types and the two seasons. Values closer to 1 indicate lesser dissimilarity in composition between the pair of groups compared; values closer to 0 indicate greater dissimilarity.

La composición de gremios tróficos varió tanto en riqueza como en abundancia relativa entre coberturas y estaciones (Fig. 5). Los insectívoros presentaron la mayor riqueza en todas las coberturas, seguidos por frugívoros y granívoros, mientras los carnívoros estuvieron presentes en todas las coberturas a excepción del microcentro.

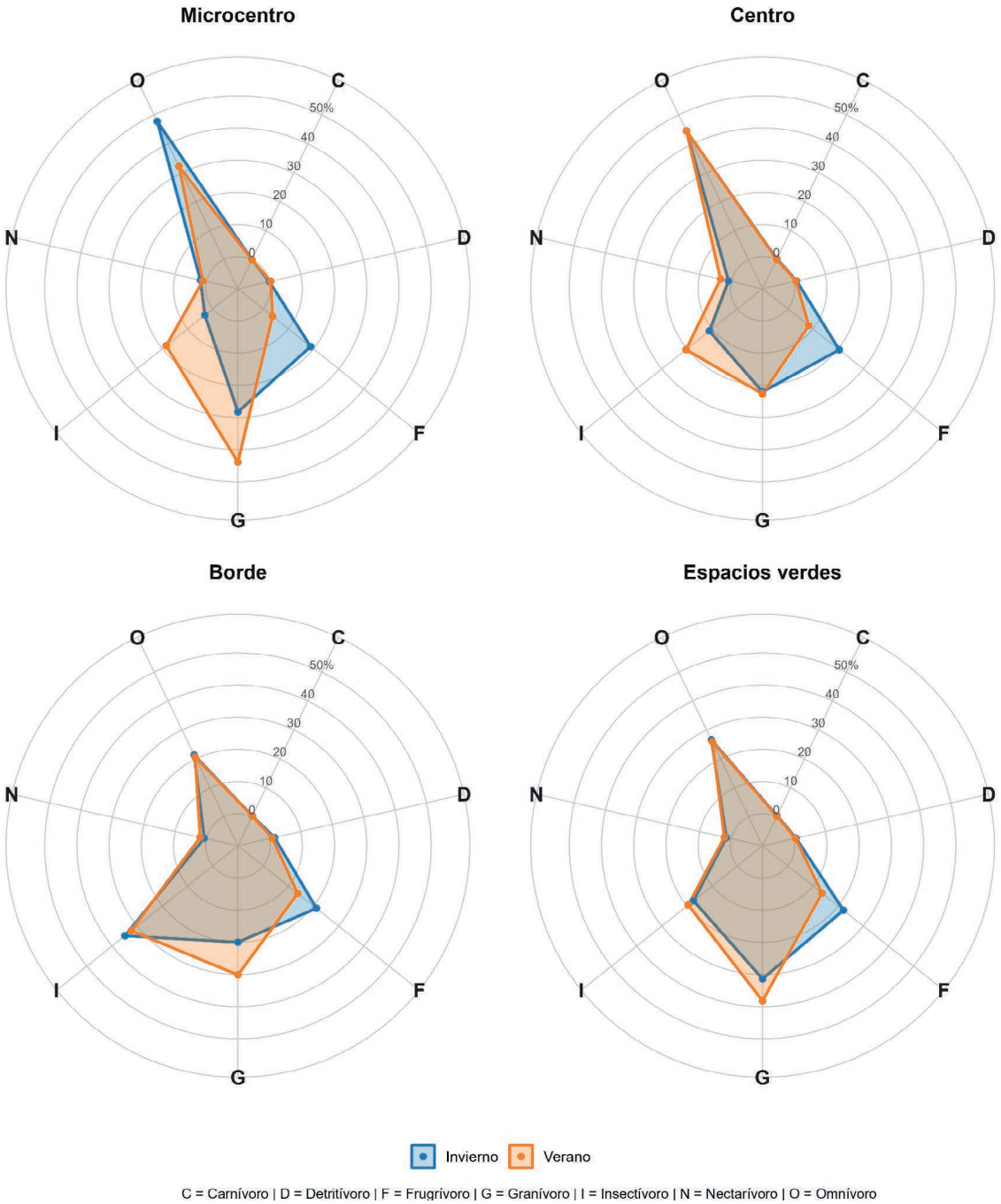

Figura 5. Abundancia relativa estacional de los gremios tróficos entre las coberturas urbanas, mediante gráficos de radar. Se ilustra la proporción de individuos por grupo funcional en invierno (azul) y verano (naranja) para las cuatro coberturas analizadas. Referencias: C (carnívoro), D (detritívoro), F (frugívoro), G (granívoro), I (insectívoro), N (nectarívoro), O (omnívoro).

Figure 5. Seasonal relative abundance of trophic guilds among urban land cover types, using radar charts. The proportion of individuals per functional group in winter (blue) and summer (orange) is illustrated for the four land cover types analyzed. References: C (carnivore), D (detritivore), F (frugivore), G (granivore), I (insectivore), N (nectarivore), O (omnivore).

En relación con la abundancia relativa, los sectores más urbanizados mostraron una marcada estacionalidad trófica, con dominancia de omnívoros en invierno (microcentro: 47,7%; centro: 44,4%) y de granívoros en verano (microcentro: 43,9%). En contraste, el borde mantuvo a los insectívoros como gremio principal en ambas estaciones. En verano, ambas coberturas mostraron un aumento en la proporción de granívoros (borde: 30,1%; espacios verdes: 38,2%), mientras que en invierno se destacó una mayor proporción de frugívoros en todas las coberturas. Carnívoros, detritívoros y nectarívoros representaron en conjunto menos del 3,5% de los individuos en todas las coberturas y estaciones, sin variación estacional relevante (Fig. 5).

DISCUSIÓN

Los resultados de este estudio muestran que la diversidad y composición del ensamble de aves varían entre las coberturas urbanas y entre estaciones, con los valores más bajos de diversidad asociados al microcentro, mientras que los más altos se asocian al borde y a los espacios verdes. Este patrón es consistente con lo documentado en otras ciudades de Argentina (Leveau y Leveau, 2016; Benito et al. 2019; Yapura et al. 2022; Juri et al., 2023), donde la intensificación urbana, típicamente asociada a mayor densidad edilicia y menor cobertura vegetal, actúa como un filtro ambiental que favorece a especies con alta plasticidad ecológica y tolerancia a los disturbios (Camín et al., 2022; Villaseñor y Escobar, 2022).

Sin embargo, la magnitud de estas diferencias entre coberturas dependió del orden de diversidad considerado. La riqueza de especies ($q=0$) y la diversidad de Shannon ($q=1$) (índices más sensibles a la presencia de especies raras o poco frecuentes) mostraron diferencias marcadas entre coberturas, reflejando la pérdida de especies asociadas a mayor cobertura vegetal hacia los sectores más urbanizados. En contraste, el índice de Simpson ($q=2$), determinado principalmente por la abundancia relativa de las especies dominantes más que por el número total de especies, mostró diferencias más atenuadas entre coberturas, particularmente durante el invierno. Esto sugiere que, si bien el microcentro sostiene un ensamble empobrecido en especies raras y poco comunes, la estructura de dominancia entre las pocas especies que persisten en esta cobertura no difiere sustancialmente de la observada en el resto de las coberturas urbanas.

En áreas altamente urbanizadas y con menor vegetación, como el microcentro, predominaron las especies *Pitangus sulphuratus*, *Furnarius rufus* y las especies exóticas *Passer domesticus* y *Columba livia*, reconocidas por su plasticidad ecológica (Schondube et al., 2018). La dominancia de pocas especies sugiere un proceso de homogeneización biótica, fenómeno asociado a la urbanización (Gómez y Faggi, 2021; Cuevas, 2022).

Se registró una mayor riqueza en invierno, coincidiendo con estudios realizados en el NOA (Carbó Ramírez, 2008; Presti y Echevarría, 2009). Este patrón podría estar asociado con migraciones que realizan las especies de aves en la región, ya que las aves asociadas a hábitats que están a mayor altitud descienden en busca de condiciones favorables durante el invierno (Echevarría et al., 2011). En este contexto, las áreas urbanas podrían funcionar como ambientes de uso temporal o complementario para estas especies, ofreciendo recursos y condiciones microclimáticas que amortiguan las condiciones más rigurosas de zonas situadas a mayor altitud (Leveau, 2024; Pacheco-Muñoz et al., 2025). No obstante, es probable que este patrón no sea homogéneo entre especies, ya que la respuesta a la estacionalidad depende de sus requerimientos ecológicos y grado de tolerancia a la urbanización (Curzel y Bellocq, 2022; Yapura et al., 2022).

En este estudio el gremio insectívoro presentó la mayor riqueza específica, en concordancia con lo reportado para otras ciudades del Neotrópico (López Parra, 2005; Carbó Ramírez, 2008; Maragliano et al., 2009; Villaseñor et al. 2021; Montejo Casas, 2022; Pacheco-Muñoz et al., 2025). No obstante, la composición funcional del ensamble evidenció un patrón de recambio estacional en función del grado de urbanización de cada cobertura. En las coberturas de mayor intensidad urbana, se registró un cambio en el gremio trófico dominante entre estaciones, lo cual podría atribuirse a una mayor dependencia de recursos alimenticios de origen antrópico durante el período invernal, cuando la disponibilidad de recursos tróficos naturales se reduce, y a un incremento en la abundancia relativa del gremio granívoro durante el verano, coincidiendo con la mayor disponibilidad estacional de semillas (Yapura et al., 2022). En contraste, en las áreas con mayor cobertura vegetal el gremio trófico dominante se mantuvo estable en ambas estaciones, lo que sugiere una oferta de recursos alimenticios más diversificada y menos susceptible a fluctuaciones estacionales pronunciadas.

La marcada disimilitud del ensamble de aves a través de las coberturas evidencia que las ciudades actúan como un filtro ambiental (Camín et al., 2022). La menor similitud encontrada entre las áreas con mayor densidad edilicia y las que poseen mayor cobertura vegetal coincide con lo reportado en otras áreas urbanas de Argentina (Juri y Chani, 2005; Leveau, 2021), así como en zonas urbanizadas de otras regiones (McKinney, 2006; Gómez y Faggi, 2021). Las coberturas determinaron diferencias espaciales en la composición; el efecto de las estaciones varió según la cobertura. Esta dinámica espacio-temporal diferencial permite que el microcentro sostenga un ensamble empobrecido durante todo el año y presente el menor recambio composicional entre estaciones.

En contraste, el borde mostró la menor estabilidad composicional entre estaciones, lo que sugiere que las coberturas con mayor vegetación sostienen ensambles más diversos a lo largo del año, condicionados por el recambio estacional de especies migratorias (Leveau y Leveau, 2016; Curzel y Bellocq, 2022). Las zonas con mayor cobertura vegetal, como el borde y los espacios verdes, podrían funcionar como áreas de refugio y provisión de recursos para la avifauna (Villaseñor y Escobar, 2022), lo que sería consistente con los mayores valores de diversidad registrados en estas coberturas. La mayor complejidad estructural de la vegetación puede proporcionar sitios de anidamiento, fuentes de alimento y perchas para distintas especies, favoreciendo su presencia en ambientes urbanos (Palacio et al., 2018; Villaseñor y Escobar, 2022). A su vez, estos resultados resaltan la importancia de que la planificación y el diseño urbano incorporen estrategias que favorezcan la integración de la avifauna con el espacio construido (Sanglier Contreras et al., 2023; Vélez-Guerrero et al., 2026).

PARTICIPACIÓN

Conceptualización y metodología: T. E. y B. A.; Recolección de datos: Q. M., I. Q. L. M., G. M., C. A., C. R. J., S. Y. M. y B. A.; Análisis de los datos: B. A., Q. M., I. Q. L. M. y C. A.; Redacción: Q. M., B. A., T. E., G. M., C. R. J. e I. Q. L. M.

CONFLICTOS DE INTERÉS

Los autores declaran que no poseen conflictos de interés ni entre autores ni con terceros.

LITERATURA CITADA

Agudelo-Rendón, D., Rendón-Gutiérrez, N., Cadavid-Ramírez, A. C., Choperena-Palencia, M. C., Arias-Monsalve, C. S. y Gómez, D. A. (2021). Composición del ensamblaje de aves en una zona periurbana de Medellín, Colombia. *Revista Colombiana de Ciencia Animal - RECIA*, *13*(1), 70-76. https://doi.org/10.24188/recia.v13.n1.2021.841

Anderson, M. J. (2001). A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, *26*(1), 32–46.

Anderson, M. J. (2006). Distance-based tests for homogeneity of multivariate dispersions. *Biometrics*, *62*(1), 245–253.

Arana, M. D., Natale, E. S., Ferretti, N. E., Romano, G. M., Oggero, A. J., Martínez, G., Posadas, P. y Morrone, J. J. (2021). Esquema biogeográfico de la República Argentina. *Opera Lilloana*, *56*, 1-240.

Benito, J. F., Escobar, M. A. y Villaseñor, N. R. (2019). Conservación en la ciudad: ¿Cómo influye la estructura del hábitat sobre la abundancia de especies de aves en una metrópoli latinoamericana?. *Gayana (Concepción)*, *83*(2), 114-125.

Bibby, C. J., Burgess, N. D., Hill, D. A. y Mustoe, S. H. (2000). *Bird Census Techniques* (2a ed.). Academic Press.

Bocelli, M. L., Morelli, F., Benedetti, Y. y Leveau, L. M. (2022). Estrategias de escape de aves en ambientes urbanos. *El Hornero*, *37*(2), 139-147.

Camín, S. R., Figini, I. y Marone, L. (2022). ¿Predicen los rasgos biológicos de las aves su ocupación del gradiente de urbanización en el Área Metropolitana de Mendoza?. *Ecología Austral*, *32*(3), 1078-1088.

Capllonch, P. (2018). Un panorama de las migraciones de aves en Argentina. *El Hornero*, *33*(1), 1-18.

Carbó Ramírez, P. (2008). *Estructura y composición de la avifauna y su interacción con un ambiente urbano en la ciudad de Pachuca, Hidalgo* [Tesis de maestría, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo].

Chao, A., Gotelli, N. J., Hsieh, T. C., Sander, E. L., Ma, K. H., Colwell, R. K. y Ellison, A. M. (2014). Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs*, *84*(1), 45-67.

Cuevas, E. D. C. (2022). Expansión urbana o cómo el suelo urbanizado se dispersa por el paisaje: implicaciones para la conservación de la biodiversidad. *Ecosistemas*, *31*(1), Artículo 2165.

Curzel, F. E. y Bellocq, M. I. (2022). Urbanización y homogeneización estacional de las comunidades biológicas: diversidad de aves y ocurrencia de migradoras. *El Hornero*, *37*(2), 149-160.

De La Peña, M. R. (2011). Observaciones de campo en la alimentación de las aves. *Revista Biológica*, *13*, 1-88.

Echevarría, A. L., Lobo Allende, I. R., Juri, M. D., Chani, J. M., Torres Dowdall, J. R. y Martín, E. (2011). Composición, estructura y variación estacional de la comunidad de aves del Jardín Botánico de la Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina. *Acta Zoológica Lilloana*, *55*, 123-136.

Espeche, A. A. y Nieva, T. J. (2017). Origen y crecimiento de la ciudad capital de Catamarca. *Aportes Científicos desde Humanidades*, *12*(1), 58-68.

Faaborg, J., Holmes, R. T., Anders, A. D., Bildstein, K. L., Dugger, K. M., Gauthreaux, S. A. Jr., Heglund, P., Hobson, K. A., Jahn, A. E., Johnson, D. H., Latta, S. C., Levey, D. J., Marra, P. P., Merkord, C. L., Nol, E., Rothstein, S. I., Sherry, T. W., Sillett, T. S., Thompson, F. R. & Warnock, N. (2010). Recent advances in understanding migration systems of New World land birds. Ecological Monographs, 80 (1): 3-48.

Fauth, J. E., Bernardo, J., Camara, M., Resetarits, W. J., Roerick, J. y Shively, S. (1996). Simplifying the jargon of community ecology: A conceptual approach. *The American Naturalist*, *147*(2), 282-286.

Ferrer-Sánchez, Y., Cusme-Vera, E. A., Plasencia-Vázquez, A. H., Calle-Cedeño, B. P., Canales-Briones, R. L., Loor-Lucero, K. F. y Macías-Cusme, M. d. C. (2024). Diversidad de aves en la Universidad Técnica Estatal de Quevedo: un enfoque en la composición, abundancia y factores antropogénicos. *Revista Ecuatoriana de Investigaciones Agropecuarias*, *8*(1), 12-25.

Germain, P., Cuevas, Y. A., Sanhueza, C. D. C., Tizón, F. R., Loydi, A., de Villalobos, A. E., Zapperi, G., Vázquez, B., Pompozzi, G. y Piován, M. J. (2008). Ensamble de aves en zonas con diferente grado de urbanización en la ciudad de Bahía Blanca. *BioScriba*, *1*(2), 35-45.

Gomez, M. D., Rivera, L. O., Politi, N. y Ruggera, R. A. (2016). Avifauna de los bosques ribereños de las selvas pedemontanas del noroeste argentino. *Neotrópica*, *62*, 1-13.

Gómez, V. y Faggi, A. (2021). Influencia de la urbanización en la similitud y homogeneización biótica de áreas céntricas y del piedemonte circundante a la ciudad de Mendoza. *Multequina*, *30*, 5-17.

Gonzáles-García, F. (2011). Métodos para contar aves terrestres. *Manual de técnicas para el estudio de la fauna*, *1*, 86-123.

Herrera, D. A. y de la Orden, E. A. (2017). Análisis del crecimiento de la matriz urbana en el sector norte de la ciudad de San Fernando del Valle de Catamarca, 1968-2010. *Revista de Geografía*, *22*, 15-28.

Hughes, A. C., Orr, M. C., Lei, F., Yang, Q. y Qiao, H. (2022). Understanding drivers of global urban bird diversity. *Global Environmental Change*, *76*, Artículo 102588.

Instituto Nacional de Estadística y Censos (INDEC). (2022). *Censo nacional de población, hogares y viviendas 2022: resultados provisionales*. Instituto Nacional de Estadística y Censos.

Juri, M. D. y Chani, J. M. (2005). Variación en la composición de comunidades de aves a lo largo de un gradiente urbano (Tucumán, Argentina). *Acta Zoológica Lilloana*, *49*(1-2), 49-57.

Juri, M. D. y Chani, J. M. (2009). Variación estacional en la composición de las comunidades de aves en un gradiente urbano. *Ecología Austral*, *19*(3), 175-184.

Juri, M. D., Calvar, A. L., Castillo, A. Y. y Mariano, N. A. (2023). Composición del ensamble de aves urbanas en la Ciudad de Chilecito, Ecorregión de Monte de Sierras y Bolsones (La Rioja, Argentina). *El Hornero*, *38*(1), 31-41.

Leiva, A. M. (2026). Valle de Cajamarca: nuevo paraje de aves costeras gracias al cambio climático. *TecnoHumanismo*, *6*(1), 39-40.

Leveau, L. M. (2013). *Relaciones aves-hábitat en el sector suburbano de Mar del Plata, Argentina* [Tesis doctoral, Universidad de Buenos Aires].

Leveau, L. M. (2018). Urbanization, environmental stabilization and temporal persistence of bird species: a view from Latin America. *PeerJ*, *6*, e6056.

Leveau, L. M. (2021). Consistency in bird community assembly over medium-term along rural-urban gradients in Argentina. *Ecological Processes*, *10*(1), Artículo 34.

Leveau, L. M. (2022). Ensambles de aves migratorias en áreas urbanas y rurales del centro de Argentina: una comparación a escala regional. *El Hornero*, *37*(2), 121-127.

Leveau, L. M. (2024). Long-term directional changes in urban bird communities of Mar del Plata City, Argentina. *Frontiers in Ecology and Evolution*, *12*, 1457476.

Leveau, L. M. y Leveau, C. M. (2016). Does urbanization affect the seasonal dynamics of bird communities in urban parks? *Urban Ecosystems*, *19*(2), 631-647.

Leveau, L. M. y Zuria, I. (2017). Flocking the city: Avian demography and population dynamics in urban Latin America. En I. MacGregor-Fors & J. F. Escobar-Ibáñez (Eds.), *Avian Ecology in Latin American Cityscapes* (pp. 57-77). Springer International Publishing.

López Parra, E. (2005). *Composición, diversidad y gremios tróficos de la comunidad de aves del área de nacimiento de la quebrada La Toma, municipio de Neiva, departamento del Huila, Colombia* [Trabajo de grado, Universidad Surcolombiana].

Malizia, L. R., Blendinger, P. G., Álvarez, M. E., Rivera, L. O., Politi, N. y Nicolossi, G. (2005). Bird communities in Andean premontane forests of Northwestern Argentina. *Ornitología Neotropical*, *16*, 231-251.

Maragliano, R. E., Marti, L. J., Ibañez, L. M. y Montalti, D. (2009). Comunidades de aves urbanas de Llavallol, Buenos Aires, Argentina. *Acta Zoológica Lilloana*, *53*(1-2), 108-114.

McDonald, R. I., Mansur, A. V., Ascensão, F., Colbert, M. L., Crossman, K., Elmqvist, T., Gonzalez, A., Güneralp, B., Haase, D., Hamann, M., Hillel, O., Huang, K., Kahnt, B., Maddox, D., Pacheco, A., Pereira, H. M., Seto, K. C., Simkin, R., Walsh, B., Werner, A. S. & Ziter, C. (2020). Research gaps in knowledge of the impact of urban growth on biodiversity. Nature Sustainability, 3 (1): 16-24.

McDonnell, M. J. y Hahs, A. K. (2008). The use of gradient analysis studies in advancing our understanding of the ecology of urbanizing landscapes: current status and future directions. *Landscape Ecology*, *23*(10), 1143-1155.

McDonnell, M. J. y Pickett, S. T. (1990). Ecosystem structure and function along urban-rural gradients: an unexploited opportunity for ecology. *Ecology*, *71*(4), 1232-1237.

McKinney, M. L. (2006). Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*, *127*(3), 247-260.

Montejo Casas, 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 Nacional de Colombia].

Morelli, F., Benedetti, Y., Su, T., Zhou, B., Moravec, D., Šímová, P. y Liang, W. (2017). Taxonomic diversity, functional diversity and evolutionary uniqueness in bird communities of Beijing's urban parks: effects of land use and vegetation structure. *Urban Forestry & Urban Greening*, *23*, 84-92.

Moreno, C. E., Calderón-Patrón, J. M., Arroyo-Rodríguez, V., Barragán, F., Escobar, F., Gómez-Ortiz, Y., Martín-Regalado, N., Martínez-Falcón, A. P., Martínez-Morales, M. Á., Mendoza, E., Ortega-Martínez, I. J., Pérez-Hernández, C. X., Pineda, E., Pineda-López, R., Rios-Díaz, C. L., Rodríguez, P., Rosas, F., Schondube, J. E. & Zuria, I. (2017). Measuring biodiversity in the Anthropocene: a simple guide to helpful methods. Biodiversity and Conservation, 26 (12): 2993-2998.

Morlans, M. C. (1995). Regiones naturales de Catamarca. Provincias geológicas y provincias fitogeográficas. *Revista de Ciencia y Técnica de la UNCa*, *2*(2), 1-42.

Navarro, H. E. (1994). *Catamarca: hacia un estudio integral de su geografía*. Edición del Autor.

Nodo IDE Catamarca. (2026). Visor de mapas - Capital. Consultado el 1 de julio de 2024, de https://nodoide.catamarca.gob.ar/capital/visor/?zoom=14&lat=-28.4665&lng=-65.7971&layers=argenmap

Pacheco-Muñoz, R., Ceja-Madrigal, A. y Schondube, J. E. (2025). Migratory birds benefit from urban environments in a highly anthropized Neotropical region. *PLOS ONE*, *20*(1), e0311290.

Palacio, F. X., Ibañez, L. M., Maragliano, R. E. y Montalti, D. (2018). Urbanization as a driver of taxonomic, functional, and phylogenetic diversity losses in bird communities. *Canadian Journal of Zoology*, *96*(10), 1114-1121.

Perepelizin, P. V. y Faggi, A. M. (2009). Diversidad de aves en tres barrios de la ciudad de Buenos Aires, Argentina. *Multequina*, *18*(2), 71-85.

Presti, P. M. y Echevarría, A. L. (2009). El ensamble de aves en un relicto de selva pedemontana: Parque Percy Hill (Yerba Buena, Tucumán, Argentina). *Acta Zoológica Lilloana*, *53*(1-2), 64-76.

QGIS Development Team. (2026). *QGIS Geographic Information System*. Open Source Geospatial Foundation Project.

R Core Team. (2024). *R: A language and environment for statistical computing* (Versión 4.3.3). R Foundation for Statistical Computing, Viena, Austria. https://www.R-project.org/

Sanglier Contreras, G., González-Lezcano, R. A., Fernández, E. J. y Pérez Gutiérrez, M. C. (2023). Architecture learns from nature: The influence of biomimicry and biophilic design in building. *Modern Applied Science*, *17*(1), 58. https://doi.org/10.5539/mas.v17n1p58

Schondube, J. E., Chávez-Zichinelli, C. A., Lindig-Cisneros, R., López-Muñoz, E. C., MacGregor-Fors, I., Maya-Elizarrás, E., Morales-Pérez, L., Salaverria, C., Quesada-Lara, J., Tapia-Harris, C. & Pineda-López, R. (2018). Aves en paisajes modificados por actividades humanas. Pp.

207-232. En: Ramírez-Bautista, A. & R. Pineda-López (Eds.). Ecología y Conservación de Fauna en Ambientes Antropizados. REFAMA-CONACyT-UAQ, Querétaro, México.

Shochat, E., Warren, P. S., Faeth, S. H., McIntyre, N. E. y Hope, D. (2006). From patterns to emerging processes in mechanistic urban ecology. *Trends in Ecology & Evolution*, *21*(4), 186-191.

Sobrino, J. A., Jiménez-Muñoz, J. C. y Paolini, L. (2004). Land surface temperature retrieval from LANDSAT TM 5. *Remote Sensing of Environment*, *90*(4), 434–440.

Torrella, S. A. y Adámoli, J. (2005). Situación ambiental de la ecorregión del Chaco Seco. En *La situación ambiental Argentina 2005* (pp. 75-82). Fundación Vida Silvestre Argentina.

Vélez-Guerrero, C. R., Quintero-Chere, F. E., Álvarez-Laborde, A. O. y Chévez-Franco, G. A. (2026). Efectos sobre la salud, bienestar y sostenibilidad del diseño biofílico en arquitectura. *Revista Científica Zambos*, *5*(1), 25-34. https://doi.org/10.69484/rcz/v5/n1/165

Villarreal, H., Álvarez, M., Córdoba, S., Escobar, F., Fagua, G., Gast, F., Mendoza, H., Ospina, M. y Umaña, A. M. (2004). *Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad*. Programa de Inventarios de Biodiversidad. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.

Villaseñor, N. R., Chiang, L. A., Hernández, H. J. y Escobar, M. A. (2021). Contribución del espacio verde informal a la conservación de aves en ciudades: Un estudio comparativo sobre la diversidad de la comunidad de aves en sitios baldíos, parques urbanos y áreas residenciales. *Ornitología Neotropical*, *32*, 179-187.

Villaseñor, N. R. y Escobar, M. A. (2022). Promoviendo ciudades amigables con las aves: aprendizajes tras cinco años de estudios empíricos en Santiago de Chile. *El Hornero*, *37*(2), 23-31.

Xie, L., Huang, X., Xia, T., Wu, L. y Chen, S. C. (2026). Large old trees sustain avian communities and critical plant-bird interactions in highly urbanised environments. *Biological Conservation*, *313*, Artículo 111582.

Yapura, A. M., Ruggera, R. A., Gonzalez Baffa Trasci, N. V., Caldano, S. A., Chocobar, N. y Schaaf, A. A. (2022). Composición y variación estacional de la comunidad de aves urbanas en San Salvador de Jujuy, Argentina. *El Hornero*, *37*(2), 229-235.