Ecología Austral 36:418-430 Diciembre 2026 *Trabajo Original*
Asociación Argentina de Ecología

Homogeneización estacional en las comunidades de aves del Área Metropolitana de Buenos Aires, Argentina, debido a la urbanización

Florencia E. Curzel; M. Isabel Bellocq† & Lucas M. Leveau✉

Departamento de Ecología, Genética y Evolución, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires - IEGEBA (CONICET-UBA). Buenos Aires, Argentina.†Fallecida el 9 de julio de 2019

Resumen

1. Las ciudades ubicadas en regiones templadas suelen mostrar una estabilización estacional de recursos para las aves. Esta estabilización ha sido asociada a una menor variación estacional en las comunidades de aves. Sin embargo, este tipo de análisis es escaso en la Región Pampeana.

2. El objetivo de este estudio fue analizar la variación estacional de la riqueza y la composición de aves a lo largo del gradiente urbano-rural del Área Metropolitana de Buenos Aires, la segunda más grande de Sudamérica. Se realizaron conteos de aves en transectas durante las etapas reproductiva (primavera-verano) y no reproductiva (otoño-invierno) en cinco niveles de urbanización.

3. La riqueza de aves mostró una relación negativa con la urbanización en la etapa reproductiva y fue máxima en niveles poco urbanizados durante la etapa no reproductiva. El cambio en la riqueza de especies entre estaciones fue máxima en el sector rural y no presentó cambios significativos en el sector poco urbanizado. El cambio de composición de especies entre etapas fue máximo en el sector rural y mínimo en el sector moderadamente urbanizado.

4. Implicancias. Los resultados apoyan la idea de una homogeneización estacional de las comunidades de aves en áreas urbanas. Este trabajo mostró cambios estacionales en el sector más urbanizado, lo cual demuestra que el efecto homogeneizador de la urbanización sobre las comunidades de aves no es lineal.

[Palabras clave: estacionalidad, diversidad taxonómica, gradiente, homogenización biótica, sur global, urbanización]

Abstract. Seasonal homogenization of bird communities in the Buenos Aires Metropolitan Area, Argentina, due to urbanization

1. Cities in temperate regions typically show seasonal stabilization of resources for birds. This stabilization is linked to less seasonal variation in bird communities. However, such analysis is rare in the Pampas Region.

2. The goal of this study was to examine seasonal changes in bird diversity and composition along the urban-rural gradient of the Buenos Aires Metropolitan Area, the second-largest city in South America. Bird counts were carried out along transects during the breeding (spring-summer) and non-breeding (autumn-winter) seasons across five levels of urbanization.

3. Bird richness negatively correlated with urbanization during the breeding season, while it reached its peak at scarce levels of urbanization during the non-breeding season. The change in species richness between seasons was greatest in the rural sector, while the sparsely urbanized sector showed no significant change. The largest change in species composition between stages occurred in the rural sector, while the smallest change was seen in the moderately urbanized sector.

4. Implications. The findings support the idea of seasonal homogenization of bird communities in urban areas. However, this study revealed seasonal variations in the more urbanized area, indicating that the homogenizing impact of urbanization on bird communities is not a straightforward process.

[Keywords: biotic homogenization, global south, gradient, seasonality, taxonomic diversity, urbanization]

Editor asociado: Pedro Blendinger
✉ lucasleveau@yahoo.com.ar

Recibido: 22 de Junio de 2026
Aceptado: 11 de Septiembre de 2026

Introducción

El proceso de urbanización está relacionado con un aumento de la ocupación humana del territorio. Esto genera la pérdida y la fragmentación de hábitats naturales y rurales, el reemplazo de vegetación nativa por exótica ornamental y cambios en el microclima y en los ciclos biogeoquímicos (Grimm et al. 2008; Shanahan et al. 2014). Estos cambios afectaron de forma significativa a las comunidades de aves, disminuyendo la diversidad de especies, favoreciendo a unas pocas especies exóticas y promoviendo una homogenización espacial de las comunidades a escala global (McKinney 2006; Leveau 2018; Lokatis and Jeschke 2022). Por otra parte, las áreas urbanas se caracterizan por una menor variación estacional en la disponibilidad de recursos para las aves, en comparación con las áreas naturales o rurales (Shochat et al. 2006). Debido a que el cambio estacional de las comunidades de aves se relaciona de forma directa con los cambios en la cantidad de recursos (Hurlbert and Haskell 2003), se espera que la menor variación estacional de recursos en las áreas urbanas promueva una menor variación estacional de las comunidades de aves y provoque una homogeneización estacional de las comunidades en relación con las comunidades de áreas rurales o naturales (La Sorte et al. 2014; Leveau 2018; Rashid et al. 2026; Xie et al. 2025). Esta homogeneización estacional debida a la urbanización es más esperable en regiones templadas, donde las comunidades de aves poseen cambios estacionales marcados (Cueto and Lopez de Casenave 2000; Herrera 1981; Leveau et al. 2021; Xie et al. 2026). En la Región Pampeana, donde ocurrieron procesos de urbanización fuertes en las últimas décadas (Morello et al. 2000; Domínguez Roca et al. 2024), el impacto de la urbanización sobre las dinámicas estacionales de las comunidades de aves ha sido poco explorado.

A lo largo de gradientes urbanos, a medida que se intensifican los niveles de urbanización, la riqueza de aves disminuye y se observa un pico en los niveles intermedios de urbanización, como en áreas suburbanas (Lepczyk et al. 2008; Batáry et al. 2018; Leveau 2019). La forma de este patrón se puede explicar en el marco de la hipótesis de posición de nicho (Hurlbert 2004), que postula que la variedad y la abundancia de recursos en los sectores suburbanos es mayor que en las áreas rurales y que en los sectores más urbanizados, lo cual promueve la presencia de especies especialistas de nicho (Leveau 2019). Respecto a la dimensión temporal, la riqueza se homogeneiza entre estaciones en los sitios con mayor superficie impermeable, con edificios altos y pocas áreas verdes en relación con áreas residenciales y rurales; es probable que esto se deba a la falta de cambios estacionales en el hábitat y a una oferta anual estable de alimentos (Caula et al. 2008). Sin embargo, los cambios estacionales de la riqueza en los distintos sectores del gradiente urbano-rural y las posibles causas de este patrón han sido poco explorados en la Región Pampeana.

Los cambios de la composición de especies de aves entre estaciones son clave para comprender la existencia de la homogeneización estacional de las comunidades de aves en las áreas urbanas. A medida que aumenta la cobertura de superficie impermeable, las diferencias en la composición de especies de aves entre estaciones disminuyen (Caula et al. 2008; Leveau et al. 2021; Rashid et al. 2026). Esto puede deberse a dos causas. La primera es la exclusión de las aves migradoras de las áreas urbanas debido a la escasez de recursos, a la pérdida de áreas verdes y a los disturbios urbanos (Park and Lee 2000; Hurlbert and Haskell 2003; Croci et al. 2008). Las especies migradoras que son esperables en la Región Pampeana, como la tijereta (*Tyrannus savana*), el churrinche (*Pyrocephalus rubinus*) o el corbatita común (*Sporophila caerulescens*) (Leveau 2004a, 2011; Filloy and Bellocq 2007), estarían afectadas de manera negativa por la urbanización (Leveau 2019). La golondrina doméstica (*Progne chalybea*) es el caso de una especie de ave migradora que habita en las áreas muy urbanizadas, ya que utiliza los edificios altos para nidificar (Leveau and Leveau 2004b). Un mayor número de especies migradoras en las áreas rurales o poco urbanizadas puede promover un cambio estacional en las comunidades de aves; esto es menos notorio en las áreas más urbanizadas debido a la dominancia de especies residentes. La segunda causa de homogeneización estacional es la mayor estabilidad anual de las abundancias en las especies residentes urbanas y el cambio estacional en la abundancia de especies residentes en las áreas rurales. Por ejemplo, especies como el chingolo (*Zonotrichia capensis*) o el misto (*Sicalis luteola*) —comunes y residentes en las áreas rurales (Leveau and Leveau 2005; Leveau 2021)— pueden realizar cambios estacionales en el uso del espacio al formar bandadas invernales (Fjeldså and Krabbe 1990; Pretelli et al. 2018). Estos comportamientos gregarios facilitarían la

búsqueda de alimento y producirían cambios estacionales en las comunidades de aves a la escala de los sitios de muestreo. Por el contrario, las especies residentes en las áreas más urbanizadas serían más estables en sus abundancias debido a la menor variación estacional en la abundancia de recursos.

Por lo tanto, identificar qué especies contribuyen a los cambios estacionales de las comunidades de aves a lo largo del gradiente urbano-rural permitiría entender los mecanismos relacionados con la urbanización que promueven la homogeneización estacional de las comunidades. En este estudio nos enfocamos en las etapas reproductivas y no reproductivas de las aves en las cuales están involucrados cambios comportamentales relacionados con la nidificación y la llegada de especies de aves migradoras. Los objetivos de este estudio son: 1) comparar entre las etapas reproductiva y no reproductiva la riqueza de especies de aves en el gradiente urbano-rural del Área Metropolitana de Buenos Aires (AMBA); 2) estudiar las diferencias de la composición de especies de aves entre la etapa reproductiva y no reproductiva en el gradiente urbano-rural; 3) identificar las especies de aves que principalmente contribuyen a la disimilitud entre etapas para cada sector del gradiente urbano-rural, y 4) analizar la ocurrencia y abundancia relativa de especies migradoras a lo largo del gradiente en las dos etapas. Se espera que a medida que aumenten los niveles de urbanización, la diferencia en la riqueza de especies y en la composición de especies entre etapas sea menor. En cambio, en las áreas rurales se esperan cambios estacionales en las abundancias de especies residentes y una mayor presencia y abundancia de especies migradoras.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El área de estudio abarcó un gradiente urbano-rural de ~17000 km^2 en el Área Metropolitana de Buenos Aires (AMBA). El AMBA incluye: a) la Ciudad Autónoma de Buenos Aires y 24 partidos de la provincia de Buenos Aires. Su población es de ~15 millones de habitantes y concentra el 32% de la población total del país (INDEC 2022), y b) los sectores periurbanos y rurales que rodean al AMBA. El área se ubica en la Pampa Ondulada y la Pampa Deprimida (Figura 1) (Oyarzabal et al. 2018). En el ambiente original de la Pampa Ondulada predominaba la pseudoestepa mesofítica de plumerillo blanco (*Bothriochloa lagurioides*) y de hierbas perennes de *Nassella* spp. Al sur, el tipo de vegetación va cambiando hacia praderas caracterizadas por especies halófitas e higrófitas a medida que se ingresa en la Pampa Deprimida (Oyarzabal et al. 2018). El clima es templado sin estación seca.

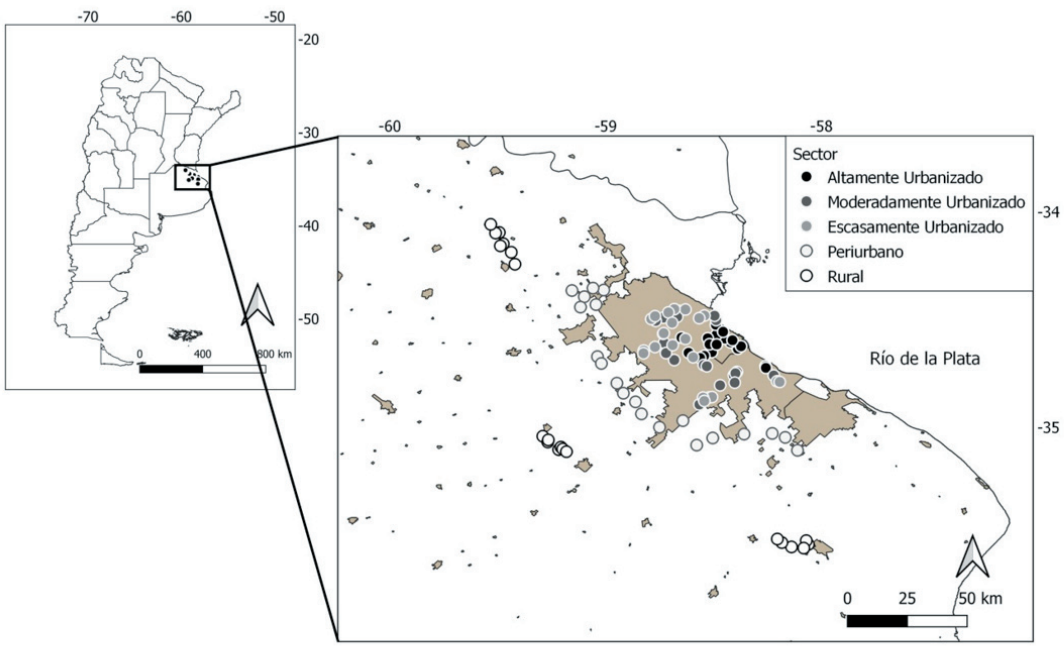


Figura 1. Sitios de muestreo en el Área Metropolitana de Buenos Aires, Argentina.
Figure 1. Sampling sites in the Metropolitan Area of Buenos Aires, Argentina.

Los veranos son calurosos (Peel et al. 2007), con una temperatura media anual de 18 °C, y las precipitaciones anuales alcanzan los 1100 mm (Burkart et al. 1999; Cabrera 1971).

Niveles de urbanización

Se establecieron cinco sectores de urbanización de acuerdo al porcentaje de superficie impermeable y la ubicación geográfica en el gradiente: Altamente Urbanizado (100%-67% de superficie impermeable), Moderadamente Urbanizado (66%-34%), Escasamente Urbanizado (33%-5%), Periurbano y Rural, ambas con menos de 5% de superficie impermeable (Figura 1). Se llama 'superficie impermeable' a características antropogénicas donde el agua no puede infiltrarse en el suelo (e.g., edificaciones, calles, veredas, piletas o monumentos) (Weng 2011). Para estimar el porcentaje de superficie impermeable se utilizaron imágenes satelitales de Google Earth, a una altura de ojo de ~700 m, y se estimó de forma visual el porcentaje en una superficie de un cuadrado de ~9 ha (3 manzanas por 3 manzanas) (Material Suplementario-Figura S1). Desde un punto de vista ecológico, se define como periurbano a una zona de transición entre la 'ciudad' y el 'campo' (Barsky 2005; Di Pace and Caride Bartrons 2012). Es un paisaje heterogéneo debido a que su crecimiento no fue planificado y presenta actividades como horticultura, floricultura, ganadería marginal, extracción de tierras para la construcción y asentamientos humanos como countries o barrios marginales (Di Pace and Caride Bartrons 2012). En la zona de la Pampa Ondulada, donde se encuentra el 70% de las transectas correspondientes al sector rural del estudio, predominan los cultivos, mientras que en el resto de las transectas —ubicadas sobre la Pampa Deprimida—, la actividad que domina es la ganadería (Baldi and Paruelo 2008).

Luego de sectorizar el área de estudio, se ubicaron 20 transectas en cada sector, de manera de abarcar y representar el sector lo mejor posible. Las transectas fueron de 100x50 m, separadas por al menos 200 m (Figura 1).

Conteo de aves

Para el relevamiento de aves se visitaron las 100 transectas en dos etapas: reproductiva y no reproductiva. La etapa reproductiva de las aves abarcó desde noviembre 2017 a enero 2018 (de la Peña 2013). La etapa no reproductiva fue durante mayo 2018 a junio 2018 (de la Peña 2013). Los relevamientos se realizaron desde la salida del sol hasta las cuatro horas siguientes. Las transectas se visitaron una única vez en orden aleatorio dentro de cada período. De este modo, cada sector fue muestreado en diferentes momentos dentro de cada estación.

Para relevar las aves se utilizó el método de transecta en franjas (Ralph et al. 1996), que consistió en recorrer las transectas en ~5 minutos, registrando aquellas que fueran vistas u oídas (se excluyeron a los individuos que pasaron volando alto por encima de los edificios o las copas de los árboles) en fajas de 25 m a ambos lados de la transecta. Los avistamientos fueron realizados por dos observadores experimentados (Andrés de Miguel y LML). Durante las observaciones se grabaron los cantos en caso de que existieran especies dudosas para su identificación posterior.

Análisis de datos

Se estimó la riqueza de especies por transecta para las dos etapas utilizando el índice de Chao 1 (Chao 1984) con la función estimateR del paquete vegan en R (Oksanen et al. 2020; R Development Core Team 2020). El índice Chao 1 se calcula a partir de una matriz de transectas x especies, considerando las abundancias y tiene en cuenta a las especies que aparecen una o dos veces dentro de la transecta. Esto permite detectar cambios en la riqueza entre etapas, en caso de que las especies no sean muy frecuentes. Para analizar las diferencias de la composición de especies de aves entre etapas, se calculó el índice de disimilitud de Bray-Curtis, el cual mide las diferencias de abundancia de cada especie entre dos comunidades (Bray and Curtis 1957). En este caso se calculó la disimilitud entre etapas para cada transecta utilizando la función vegdist del paquete vegan (Oksanen et al. 2020).

La riqueza de especies entre etapas de reproducción en el gradiente urbano-rural de Buenos Aires se analizó a través de modelos lineales generalizados con el índice de riqueza Chao 1 como variable respuesta y los factores Sector (5 niveles: Altamente Urbanizado, Moderadamente Urbanizado y Escasamente Urbanizado, Periurbano y Rural) y Etapa (2 niveles: reproductiva y no reproductiva), con su interacción. Para la riqueza de especies se consideró una distribución de errores de Poisson y se utilizó la función glmer del paquete lme4 (Bates et al. 2015). Se comprobó

la ausencia de sobre- y subdispersión, y se chequearon los supuestos de homogeneidad de varianzas. Para ambas variables se generó un modelo marginal de covarianzas para controlar por una estructura de correlación entre todas las transectas. Se estudió la significancia del término de interacción y del modelo final evaluando el cociente de verosimilitud entre el modelo sin interacción y un modelo sin variables predictoras, respectivamente, con la función anova del paquete stats. Si la interacción entre sectores y etapas es significativa ($P<0.05$), la urbanización modifica la respuesta de la riqueza de especies en función de la etapa. Luego de realizar los modelos lineales generalizados se realizaron comparaciones de a pares de Tukey con la función emmeans del paquete emmeans, para analizar diferencias entre etapas para cada sector del gradiente (Lenth et al. 2021).

Para analizar las diferencias de la composición de especies de aves entre etapas en el gradiente urbano-rural se realizó un modelo lineal generalizado entre la disimilitud de Bray-Curtis como variable respuesta y Sector como factor, asumiendo una distribución Gaussiana de errores. Se utilizó la función glm del paquete stats (Bolar 2019) y se estudió la significancia del modelo final calculando el cociente de verosimilitud entre el modelo con y sin variables predictoras con la función anova del paquete stats. Se comprobó normalidad y homocedasticidad de los residuos. Se realizaron comparaciones de a pares de Tukey para estudiar la significancia de las diferencias entre sectores en la disimilitud. Luego, para evaluar si la composición dentro de cada sector se diferencia significativamente entre etapas, y si esa diferencia depende del sector del gradiente, se realizó la prueba de adonis con la interacción entre Sector y Etapa utilizando la función adonis del paquete vegan. La prueba de adonis es un análisis de la varianza que utiliza matrices de distancia haciendo permutaciones y calcula si las distancias entre niveles de los factores difieren de las distancias entre las observaciones dentro de cada nivel (Oksanen et al. 2020).

Para identificar las especies de aves que contribuyen a la disimilitud entre etapas para cada sector del gradiente urbano-rural se utilizó la función simper del paquete vegan. Este análisis se basa en la descomposición del índice de disimilitud de Bray-Curtis, en el cual se realizan comparaciones de a pares de grupos de unidades de muestreo y encuentra la contribución de cada especie a la disimilitud Bray-Curtis media entre etapas para cada sector (Clarke 1993). El análisis provee un listado de las especies ordenadas en forma descendente en función de su contribución a la disimilitud entre etapas. Los valores promedio de la contribución a la disimilitud y el desvío estándar del mismo son mostrados, al igual que el cociente de ambos (promedio/desvío estándar). Cuando el cociente es mayor a uno significa que esa especie tiene una contribución alta, y la variación de las comparaciones entre las muestras de las dos etapas es baja (Zhou and Chu 2014).

Resultados

Se registraron 78 especies de aves y 2958 de individuos en todas las transectas (Tabla 1). En la etapa reproductiva se encontraron 61 especies y 1469 individuos, mientras que en la etapa no reproductiva se registraron 60 especies y 1489 individuos.

El modelo lineal generalizado de la riqueza de especies tuvo una interacción significativa entre los sectores de urbanización y las etapas (cociente de verosimilitud=23.128; $P<0.001$) (Material Suplementario-Tabla S1). Por lo tanto, la relación entre riqueza de aves y urbanización varió entre etapas. Durante la etapa reproductiva hubo una relación negativa entre la riqueza y los niveles de urbanización, mientras que durante la etapa no reproductiva, la riqueza fue máxima en el sector Escasamente Urbanizado (Figura 2a). La riqueza difirió entre etapas para los sectores Rural, Periurbano y Altamente Urbanizado, pero no en los sectores Escasamente y Moderadamente Urbanizado (Figura 2a,b).

La disimilitud en la composición de especies entre etapas varió significativamente entre los niveles de urbanización (cociente de verosimilitud entre este modelo y el modelo nulo = -0.311, $P=0.023$) (Figura 3, Material Suplementario-Tabla S2). En general, la disimilitud en la composición de especies entre estaciones tendió a disminuir hacia los sectores más urbanizados. Sin embargo, el análisis de comparaciones de a pares de Tukey solo mostró diferencias significativas de disimilitud entre los sectores Moderadamente Urbanizado y Rural (Figura 3).

Hubo interacción significativa entre los sectores de urbanización y las etapas para la composición de especies de aves (prueba de

Tabla 1. Abundancia de las especies registradas en los diferentes sectores y etapas del año en el gradiente urbano-rural del Área Metropolitana de Buenos Aires, Argentina. R: Rural. P: Periurbano. E: Escasamente Urbanizado. M: Moderadamente Urbanizado. A: Altamente Urbanizado. Rep: Etapa reproductiva. NoRep: Etapa no reproductiva. En negrita se remarcan las especies migradoras. Nombres de especies en base a Remsen et al. (2026).

Table 1. Abundance of species recorded in different sectors and times of year along the urban-rural gradient of the Metropolitan Area of Buenos Aires, Argentina. R: Rural. P: Peri-urban. E: Sparsely Urbanized. M: Moderately Urbanized. A: Highly Urbanized. Rep: Reproductive season. NoRep: Non-reproductive season. Migratory species are highlighted in bold. Species names based on Remsen et al. (2026).

Especies		R		P		E		M		A	
Nombre común	Nombre científico	Rep	No Rep	Rep	No Rep	Rep	No Rep	Rep	No Rep	Rep	No Rep
Colorada	*Rynchotus rufescens*	3									
Inambú común	*Nothura maculosa*	6	5	1	1						
Pato barcino	*Anas flavirostris*		2								
Paloma doméstica	*Columba livia*		1				11	7	17	19	43
Paloma picazuró	*Patagioenas picazuro*	2	6	5	16	39	93	24	18	18	15
Paloma manchada	*Patagioenas maculosa*		3		5			1			
Yerutí común	*Leptotila verreauxi*				1		1				
Torcaza	*Zenaida auriculata*	7	13	9	42	8	36	47	22	59	8
Torcacita común	*Columbina picui*	6	33	5	7			12	5	7	1
Pirincho	*Guira guira*	4	4	6							
Picaflor común	***Chlorostilbon lucidus***	**2**		**2**		**2**		**2**			
Picaflor bronceado	*Hylocharis chrysura*				4	5	8	6	4		1
Ipacaa	*Aramides ypecaha*		1								
Tero común	*Vanellus chilensis*	7	52	1	34						
Gaviota capucho café	*Chroicocephalus maculipennis*		3								
Taguató común	*Rupornis magnirostris*		1								
Gavilán mixto	*Parabuteo unicinctus*					2	2				
Caburé chico	*Glaucidium brasilianum*				1				1		
Lechucita vizcachera	*Athene cunicularia*		1								
Martín pescador chico	*Chloroceryle americana*		1								
Carpintero bataraz chico	*Veniliornis mixtus*						1				
Carpintero real	*Colaptes melanochloros*		1	1	1	3	3	1			
Carpintero campestre	*Colaptes campestris*	1		2	1						
Carancho	*Caracara plancus*	1	2		3						
Chimango	*Milvago chimango*	3	4	5	3	9	7	2	2		
Halconcito colorado	*Falco sparverius*		3	1	1						
Cotorra	*Myiopsitta monachus*	48	1	17	3	12	7	7	26	1	8
Catita chiriri	*Brotogeris chiriri*					4			4		
Chiripepé cabeza verde	*Pyrrhura frontalis*								5		2
Chinchero chico	*Lepidocolaptes angustirostris*	1	1	1	1	1					
Hornero	*Furnarius rufus*	2	26	3	22	26	33	33	3	5	7
Remolinera común	***Cinclodes fuscus***				**1**						
Coludito copetón	*Leptasthenura platensis*	1									
Espinero pecho manchado	*Phacellodomus striaticollis*	1	5		3						
Chotoy	*Shoeniophylax phryganophilus*	2									
Pijuí frente gris	*Synallaxis frontalis*	1			1						
Cortarramas	***Phytotoma rutila***				**1**						
Fío fío pico corto	***Elaenia parvirostris***			**1**							
Suirirí común	*Suiriri suiriri*			1							
Piojito común	*Serpophaga subcristata*	2		2	3	3	5	1	1		
Benteveo	*Pitangus sulphuratus*	9	9	4	5	2	25	17	9	6	6
Picabuey	*Machetornis rixosa*		1		1	3	2				
Benteveo rayado	***Myiodynastes maculatus***			**1**							
Suirirí real	***Tyrannus melancholicus***	**1**		**3**							
Tijereta	***Tyrannus savana***	**14**		**7**							

Tabla 1. Continuación.
Table 1. Continuation.

Pico de plata	*Hymenops perspicillatus*	3									
Golondrina parda	***Progne tapera***	**7**		**14**							
Golondrina doméstica	***Progne chalybea***									**8**	
Golondrina ceja blanca	***Tachycineta leucorrhoa***	**6**		**9**				**2**			
Golondrina común	***Hirundo rustica***			**6**							
Ratona común	*Troglodytes musculus*	15	2	18	19	6	1	1	2	2	1
Tacuarita azul	*Polioptila dumicola*			7	3		2				
Zorzal colorado	*Turdus rufiventris*	2		1	4	26	45	35	31	1	15
Zorzal chalchalero	*Turdus amaurochalinus*				4	5		2			
Calandria grande	*Mimus saturninus*	8	6	3	3	2	13	7	16	2	
Calandria real	***Mimus triurus***		**1**		**1**						
Estornino pinto	*Sturnus vulgaris*	3	17	1	2	1	8		1		
Gorrión	*Passer domesticus*	1	5	15	15	2	1	72	38	34	19
Cachirla sp.	*Anthus* sp.		1		1						
Cabecitanegra común	*Spinus magellanicus*	2	11	5	11	5	7	1	34	1	
Cachilo ceja amarilla	*Ammodramus humeralis*	9	2	2							
Chingolo	*Zonotrichia capensis*	31	3	39	42	24	19	15	16	3	
Pecho colorado	*Leistes superciliaris*	2		3							
Boyerito	*Icterus pyrrhopterus*								2		
Tordo pico corto	*Molothrus rufoaxillaris*	1		11	4		2	1			
Tordo renegrido	*Molothrus bonariensis*	7	1	12	27	3		2			
Tordo músico	*Agelaioides badius*	11	12	12	13	2	18	3	5		
Pecho amarillo común	*Pseudoleistes virescens*	2	6								
Arañero cara negra	***Geothlypis aequinoctialis***	**2**		**2**							
Pitiayumí	*Setophaga pitiayumi*			1		2	1	1	1		
Arañero coronado chico	*Basileuterus culicivorus*						3				
Jilguero común	*Sicalis flaveola*	9	23	34	17	14	8	6	12	1	
Misto	*Sicalis luteola*	16	14	12	3						
Corbatita común	***Sporophila caerulescens***	**18**		**4**							
Verdón	*Embernagra platensis*	5	2								
Monterita cabeza negra	*Microspingus melanoleuus*				2						
Naranjero	*Rauenia bonariensis*							1			
Celestino común	*Thraupis sayaca*					1		1	1		

adonis) (Material Suplementario-Tabla S3). Entonces, las diferencias de composición de especies entre etapas dependieron del nivel de urbanización.

En el sector Altamente Urbanizado la torcaza y la paloma doméstica fueron las especies que contribuyeron a la disimilitud entre etapas (prueba SIMPER) (Tabla 2). Durante la etapa reproductiva, la torcaza tuvo mayor abundancia a diferencia de la paloma doméstica, cuya abundancia fue mayor en la etapa no reproductiva. En los sectores Moderada y Escasamente Urbanizados, la torcaza, la paloma picazuró, el hornero, el zorzal colorado y el benteveo fueron las especies que contribuyeron a la disimilitud entre etapas, además del gorrión para el sector Moderadamente Urbanizado. Estas especies fueron más abundantes durante la etapa reproductiva. En el sector Escasamente Urbanizado, la paloma picazuró y el benteveo tuvieron mayor abundancia en la etapa no reproductiva. En el caso del área no urbana, el chingolo fue la especie que contribuyó en los sectores Periurbano y Rural, además del hornero y la tijereta en el sector Rural, la cual fue la única especie migradora que contribuyó de manera significativa a la disimilitud entre etapas. En el sector Periurbano, el chingolo tuvo mayor abundancia en la etapa no reproductiva, al igual que el hornero en el sector Rural.

Se encontraron 14 especies migradoras, representando un 18% del total de especies (Tabla 1). Tres de estas especies son aves que migraron desde sus sitios de nidificación en el sudoeste de la provincia de Buenos Aires o la Patagonia y fueron registradas en el gradiente urbano-rural durante la etapa no reproductiva (i.e., la remolinera común, *Cinclodes fuscus*, la

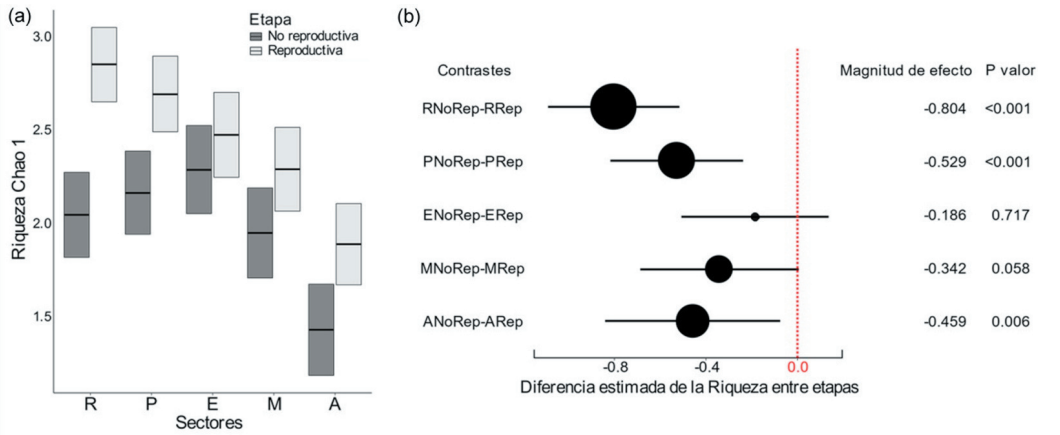


Figura 2. Modelos lineales generalizados de la riqueza estimada Chao 1 (a) con los sectores de urbanización por etapa, junto con las comparaciones de a pares de Tukey de la riqueza estimada (b). En el gráfico (a), las líneas negras horizontales son el valor estimado de la riqueza y las barras verticales son los intervalos de confianza del 95%. El color gris oscuro es la etapa no reproductiva y el gris claro es la etapa reproductiva. En el gráfico (b), los puntos negros son las diferencias estimadas para cada sector entre etapas y las líneas negras horizontales corresponden a los intervalos de confianza del 95%. El tamaño de los círculos representa el valor absoluto de la magnitud de efecto. La línea punteada roja indica cero diferencias. Sectores: A=Altamente Urbanizado, M=Moderadamente Urbanizado, E=Escasamente Urbanizado, P=Periurbano, R=Rural. Etapas: Rep=Reproductiva, NoRep: No reproductiva.

Figure 2. Generalized linear models of estimated richness Chao 1 (a) with urbanization sectors by reproductive season, along with Tukey pairwise comparisons of estimated richness (b). In graph (a), the horizontal black lines are the estimated richness value and the vertical bars are the 95% confidence intervals. Dark gray represents the non-reproductive season and light gray represents the reproductive season. In graph (b), the black dots are the estimated differences for each sector between seasons and the horizontal black lines correspond to the 95% confidence intervals. The size of the circles represents the absolute value of the effect size. The red dotted line indicates zero differences. Sectors: A=Highly Urbanized, M=Moderately Urbanized, E=Sparsely Urbanized, P=Peri-urban, R=Rural. Seasons: Rep=Reproductive, NoRep=Non-reproductive.

Tabla 2. Se indican el porcentaje de contribución a la disimilitud de cada una de las especies entre etapas para cada sector y el promedio de las abundancias de cada especie para cada etapa según el análisis SIMPER. Se muestran las especies con una relación de promedio de contribución y de desvío estándar mayor a uno, lo cual significa que tiene una contribución alta y la variación de las comparaciones entre las muestras de los dos hábitats es baja.

Table 2. The percentage contribution to the dissimilarity of each species between stages is indicated for each sector, along with the average abundance of each species for each season according to the SIMPER analysis. Species with an average contribution and standard deviation ratio greater than one are shown, indicating a high contribution and low variation in comparisons between samples from the two habitats.

Reproductiva - No reproductiva	Reproductiva	No reproductiva	Contribución (%)
Altamente Urbanizado			
Torcaza (*Zenaida auriculata*)	2.7	0.5	20.3
Paloma doméstica (*Columba livia*)	0.9	2.2	16.8
Moderadamente Urbanizado			
Gorrión (*Passer domesticus*)	3.1	1.5	16.4
Torcaza (*Zenaida auriculata*)	3.0	2.2	13.7
Paloma picazuro (*Patagioenas picazuro*)	1.7	1.5	8.1
Hornero (*Furnarius rufus*)	1.5	1.3	7.3
Zorzal colorado (*Turdus ruviventris*)	1.6	1.5	7.1
Benteveo (*Pitangus sulphuratus*)	0.8	0.6	4.1
Escasamente Urbanizado			
Paloma picazuro (*Patagioenas picazuro*)	1.7	4.7	14.6
Torcaza (*Zenaida auriculata*)	3.8	0.8	14.4
Hornero (*Furnarius rufus*)	1.4	1.8	6.3
Calandria Grande (*Mimus saturninus*)	1.1	0.7	5.3
Benteveo (*Pitangus sulphuratus*)	0.9	1.2	4.5
Periurbano			
Chingolo (*Zonotrichia capensis*)	2.0	2.1	10.1
Rural			
Chingolo (*Zonotrichia capensis*)	1.6	1.5	17.5
Hornero (*Furnarius rufus*)	1.0	1.3	5.5
Tijereta (*Tyrannus savana*)	0.7	0.0	3.5

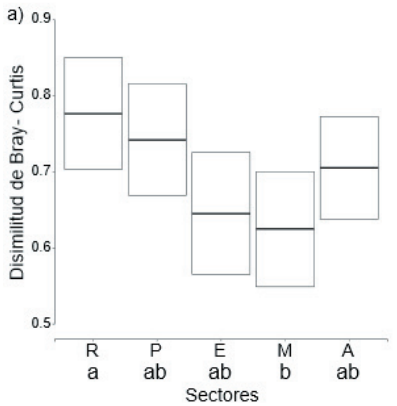


Figura 3. Modelo lineal generalizado de la disimilitud estacional en la composición de especies (índice de Bray-Curtis) en función de los sectores de urbanización. Distintas letras corresponden a diferencias significativas entre sectores estimada mediante comparaciones de a pares de Tukey (P<0.05). Sectores: A=Altamente Urbanizado, M=Moderadamente Urbanizado, E=Escasamente Urbanizado, P=Periurbano, R=Rural.

Figure 3. Generalized linear model of seasonal dissimilarity in species composition (Bray-Curtis index) as a function of urbanization sectors. Different letters correspond to significant differences between sectors estimated by Tukey pairwise comparisons (P<0.05). Sectors: A=Highly Urbanized, M=Moderately Urbanized, E=Sparsely Urbanized, P=Peri-urban, R=Rural.

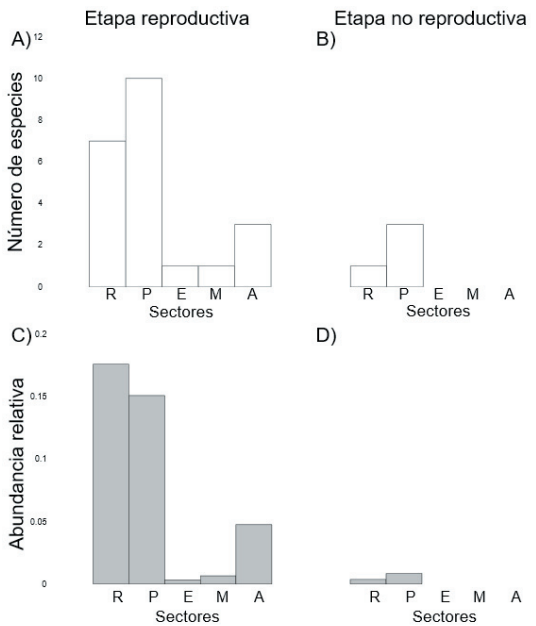


Figura 4. Número de especies (blanco) y abundancia relativa (gris) observada de las especies migradoras en la etapa reproductiva (a y c) y la etapa no reproductiva (b y d), discriminado por sector. Sectores: A=Altamente Urbanizado, M=Moderadamente Urbanizado, E=Escasamente Urbanizado, P=Periurbano, R=Rural.

Figure 4. Number of species (white) and relative abundance (gray) observed of migratory species in the reproductive season (a and c) and the non-reproductive season (b and d) discriminated by sector. Sectors: A=Highly Urbanized, M=Moderately Urbanized, E=Sparsely Urbanized, P=Periurban, R=Rural.

calandria real, *Mimus triurus* y el cortarramas, *Phytotoma rutila*). Estas especies se observaron en el sector Periurbano y la calandria real también en el sector Rural (Tabla 1). Las restantes especies anidan en el área de estudio y pasan el invierno en el norte del país y en países limítrofes. El picaflor común (*Chlorostilbon lucidus*) estuvo presente en todos los sectores del gradiente urbano-rural, exceptuando el sector Altamente Urbanizado (Tabla 1). En el sector Moderadamente Urbanizado se registraron el picaflor común, la golondrina doméstica y la golondrina ceja blanca (*Tachycineta leucorrhoa*) (Tabla 1). La golondrina doméstica (*Progne chalybea*) fue registrada solo en el sector Altamente Urbanizado (Tabla 1). El número de especies migradoras fue mayor en los sectores Periurbano y Rural en la etapa reproductiva (Figura 4a,b). Las abundancias relativas de las especies migradoras fueron mayores durante la etapa reproductiva también en el área no urbana, respecto a los otros sectores del gradiente urbano-rural (Figura 4c,d).

Discusión

La homogeneización estacional en las comunidades fue mayor en niveles moderados de urbanización, con valores similares de riqueza de especies y composición entre etapas del año. A su vez, los sitios de urbanización moderada y escasa tuvieron los valores mínimos de cantidad y abundancia relativa de especies migradoras. Sin embargo, la contribución de especies migradoras a los cambios de composición entre etapas fue marginal, resaltando el rol de las especies residentes o parcialmente migradoras.

Riqueza de especies

A medida que aumentaron los niveles de urbanización en el gradiente urbano-rural de Buenos Aires, se observó una disminución en la estacionalidad de la riqueza de especies, aunque el sector más urbanizado mostró un cambio significativo de la riqueza entre etapas del año. En general, estos resultados coinciden con otros estudios realizados en la región y en otras partes del mundo, donde se registró una disminución de la estacionalidad de la riqueza hacia los sitios más urbanizados (Catterall et al. 1998; Clergeau et al. 1998; Caula et al. 2008; Leveau et al. 2015). Los cambios estacionales de la riqueza en los sitios más urbanizados se pueden explicar por la llegada de algunas especies migradoras durante la etapa

reproductiva, como la golondrina doméstica, la golondrina ceja blanca y el picaflor común. Esto es consistente con otros estudios donde la presencia de especies migradoras en las áreas urbanas produce diferencias estacionales en la riqueza (Juri and Chani 2009; Zhou and Chu 2014). La golondrina doméstica y la golondrina ceja blanca pueden anidar en huecos de edificios (de la Peña 2013). Por otro lado, el picaflor común puede alimentarse del néctar de flores en especies de árboles en las calles, como el caso del palo borracho (*Ceiba speciosa*) (LML observación personal).

Los sectores rurales y periurbanos mostraron la mayor diferencia de la riqueza de especies entre etapas del año. Estos niveles de urbanización tuvieron la mayor cantidad de especies migradoras, resultado que concuerda con otros estudios realizados en regiones templadas (Caula et al. 2008; Leveau et al. 2015). Las aves migradoras fueron en su mayoría especies que visitaron el área durante primavera-verano para nidificar, mientras que la riqueza y la abundancia de especies que arriban durante otoño-invierno desde el sudoeste bonaerense o la Patagonia —como la remolinera común o el cortarramas— fueron mucho menores. La menor riqueza y abundancia de migradoras otoño-invernales de la Patagonia también fue observada en otros estudios de la región (Leveau and Leveau 2011; O´Connor et al. 2024).

La relación entre riqueza de aves y los niveles de urbanización varió entre estaciones. Mientras que en la etapa reproductiva la relación fue negativa, en la etapa no reproductiva, la riqueza fue máxima en niveles escasamente urbanizados. Estos cambios estacionales en la relación riqueza-urbanización son novedosos y fueron poco explorados en la región. Por ejemplo, Leveau et al. (2018) encontraron que la relación entre riqueza de aves y urbanización fue similar entre etapas reproductivas y no reproductivas en la Pampa Austral, siendo mayor en niveles poco urbanizados. Estos patrones contrastantes entre estudios resaltan la importancia de analizar los efectos de la urbanización sobre la diversidad de aves en diferentes etapas del año.

Composición de especies

Los cambios en la composición de especies a lo largo del gradiente urbano son similares a los encontrados en otros estudios de la región (Leveau and Leveau 2004b, 2005; Germain et al. 2008; Haag et al. 2020). Las áreas altamente urbanizadas estuvieron dominadas por especies como el gorrión, la paloma doméstica y la torcaza, que tienen la capacidad de anidar en edificios y que poseen una dieta omnívora que les permite explotar recursos alimenticios aportados por los seres humanos (de la Peña 2010, 2013). En los niveles intermedios de urbanización se observaron especies que anidan en árboles y consumen invertebrados, frutos o néctar, como el hornero, el benteveo y el picaflor bronceado (*Hylocharis chrysura*). Estas especies habitan barrios caracterizados por casas con amplios jardines y diversidad de plantas y árboles. Por último, en las áreas rurales se observaron especies de dietas granívoras que anidan en el suelo, vegetación herbácea o arbustos, como el chingolo y el corbatita. Sus hábitos tróficos y de nidificación probablemente no permiten su colonización en las áreas urbanizadas debido a que la vegetación herbácea de crecimiento espontáneo es reemplazada por césped.

En el gradiente, la composición de especies de aves fue más similar entre etapas a medida que aumentaron los niveles de urbanización, lo que apoya una homogeneización estacional de las comunidades de aves. Sin embargo, el mayor nivel de urbanización mostró un mayor cambio de la composición entre etapas que el sector moderadamente urbanizado. La dinámica estacional de especies residentes y abundantes, como la torcaza y la paloma doméstica, probablemente influyó en los cambios de disimilitud en el sector altamente urbanizado. Los sectores moderadamente urbanizados tuvieron el menor cambio estacional en la composición de especies. Estos niveles de urbanización pueden tener una mayor estabilidad de recursos a lo largo del año, favoreciendo la persistencia de especies residentes (Gaston et al. 2005; Shochat et al. 2006; Leveau 2018). Las especies residentes pueden aumentar sus densidades y hacia finales del invierno o comienzo de la primavera desplazar a las especies migradoras estivales que anidan en la región mediante competencia (Robb et al. 2008). A pesar de que el sector más urbanizado es menos similar que los sectores intermedios, los niveles del área urbana tuvieron menores valores de cambio estacional de la composición en comparación con el sector rural. En conclusión, si bien los sectores intermedios difieren menos entre estaciones que el máximo nivel, en toda el área urbana hay una homogeneización estacional de la composición de especies de aves.

Las especies que mayormente contribuyeron a la disimilitud entre etapas en todo el gradiente urbano-rural fueron especies residentes con cambios en su abundancia. Por ejemplo, el chingolo en el área no urbana contribuyó a la disimilitud entre etapas. En otros estudios, esta especie se registró durante la etapa reproductiva en los bordes de cultivo, mientras que en la etapa no reproductiva utiliza las zonas de cultivo, motivada por la disponibilidad de recursos tróficos y de nidificación (Leveau and Leveau 2011). Además, ciertas especies podrían mostrar un patrón parcialmente migratorio. Por ejemplo, la torcaza contribuyó a la disimilitud entre etapas en varios sectores urbanos, disminuyendo su abundancia en la etapa no reproductiva. Este patrón estacional también se encontró en el gradiente urbano de Mar del Plata (Leveau 2023), en la ciudad de Córdoba (Barco et al. 2024) y en parques urbanos y cementerios de la Ciudad Autónoma de Buenos Aires (Bocelli et al. 2023).

Conclusiones

En general, los resultados obtenidos apoyan la idea de que la urbanización conduce a la homogeneización estacional de las comunidades de aves. Por otro lado, se encontró que las dinámicas estacionales de la composición de especies están en su mayoría relacionadas con cambios poblacionales de especies residentes. Por lo tanto, es necesario comprender qué factores influyen en la estacionalidad de las especies residentes. Un análisis de las dinámicas estacionales de otras facetas de diversidad, como la funcional y filogenética (Webb et al. 2002), podría revelar dinámicas anuales en el ensamblaje de las comunidades de aves.

Agradecimientos. El estudio fue financiado por la Agencia Nacional de Promoción de la Investigación, el Desarrollo Tecnológico y la Innovación, Proyecto PICT-2015-0978. El manuscrito fue mejorado gracias a los comentarios del Editor Asociado Pedro Blendinger y dos revisores anónimos.

Referencias

Baldi, G., and J. M. Paruelo. 2008. Land-use and land cover dynamics in South American temperate grasslands. Ecology and Society 13(2). https://doi.org/10.5751/ES-02481-130206.

Barco, G., G. Peralta, A. Díaz, and S. I. Peluc. 2024. Características reproductivas de *Zenaida auriculata* (Aves: Columbidae) en ambientes urbanos de la ciudad de Córdoba, Argentina. Ecología Austral 34(1):001-009. https://doi.org/10.25260/EA.24.34.1.0.2236.

Barsky, A. 2005. El periurbano productivo, un espacio en constante transformación. Introducción al estado del debate, con referencias al caso de Buenos Aires. Scripta Nova 9. URL: tinyurl.com/3pnmjc2w.

Batáry, P., K. Kurucz, M. Suarez-Rubio, and D. E. Chamberlain. 2018. Non-linearities in bird responses across urbanization gradients: A meta-analysis. Global Change Biology 24(3):1046-1054. https://doi.org/10.1111/gcb.13964.

Bates, D., M. Mächler, B. Bolker, and S. Walker. 2015. Fitting linear mixed-effects models using lme4. Journal of Statistical Software 67:1-48. https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01.

Bocelli, M. L., F. Morelli, Y. Benedetti, and L. M. Leveau. 2023. Dinámica estacional de la comunidad de aves en parques urbanos y cementerios de Buenos Aires, Argentina. Ecología Austral 33(2):469-478. https://doi.org/10.25260/EA.23.33.2.0.2019.

Bolar, K. 2019. Package "stats". Interactive Document for Working with Basic Statistical Analysis.

Bray, J. R., and J. T. Curtis. 1957. An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. Ecological Monographs 27(4):325-349. https://doi.org/10.2307/1942268.

Burkart, R., N. O. Bárbaro, R. O. Sánchez, and D. A. Gómez. 1999. Ecorregiones de la Argentina. In Administración de Parques Nacionales.

Cabrera, A. L. 1971. Fitogeografía de la República Argentina. Boletín de La Sociedad Argentina de Botánica 14:1-42.

Catterall, C. P., M. B. Kingston, K. Park, and S. Sewell. 1998. Deforestation, urbanisation and seasonality: interacting effects on a regional bird assemblage. Biological Conservation 84:65-81. https://doi.org/10.1016/S0006-3207(97)00076-1.

Caula, S., P. Marty, and J. L. Martin. 2008. Seasonal variation in species composition of an urban bird community in Mediterranean France. Landscape and Urban Planning 87(1):1-9. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.03.006.

Chao, A. 1984. Nonparametric estimation of the number of classes in a population. Scandinavian Journal of Statistics 265-270. https://doi.org/10.2307/4615964.

Clarke, K. R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. Australian Journal of Ecology 18(1):117-143. https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x.

Clergeau, P., J. P. L. Savard, G. Mennechez, and G. Falardeau. 1998. Bird abundance and diversity along an urban-rural gradient: a comparative study between two cities on different continents. The Condor 100:413-425. https://doi.org/10.2307/1369707.

Cueto, V. R., and J. Lopez de Casenave. 2000. Seasonal changes in bird assemblages of coastal woodlands in

east-central Argentina. Studies on Neotropical Fauna and Environment 35(3):173-177. https://doi.org/10.1076/snfe.35.3.173.8859.

de la Peña, M. R. 2010. Los alimentos de las aves [CD-ROM]. Santa Fe, Argentina: Universidad Nacional del Litoral.

de la Peña, M. R. 2013. Nidos y reproducción de las aves argentinas. In Ediciones Biológica. Serie Naturaleza, Conservación y Sociedad N° 8. Ediciones Biológica.

Di Pace, M., and H. Caride Bartrons (eds.). 2012. Ecología urbana. Universidad Nacional General Sarmiento, Los Polvorines.

Domínguez Roca, L., F. Sabassi, and R. Apaolaza. 2024. Expansión urbana reciente de la aglomeración Gran Buenos Aires: ¿hacia un cuarto proceso de suburbanización? Estudios Socioterritoriales 35(2):9-32. https://doi.org/10.37838/unicen/est.35-2-101.

Filloy, J., and M. I. Bellocq. 2007. Patterns of bird abundance along the agricultural gradient of the Pampean region. Agriculture, Ecosystems and Environment 120(2-4):291-298. https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.09.013.

Fjeldså, J., and N. Krabbe. 1990. Birds of the high Andes. University of Copenhagen and Apollo Books, Svendborg, Denmark.

Gaston, K. J., P. H. Warren, K. Thompson, and R. M. Smith. 2005. Urban domestic gardens (IV): The extent of the resource and its associated features. Biodiversity and Conservation 14(14):3327-3349. https://doi.org/10.1007/s10531-004-9513-9.

Germain, P., Y. A. Cuevas, C. D. C. Sanhueza, F. R. Tizón, A. Loydi, A. E. de Villalobos, et al. 2008. Ensamble de aves en zonas con diferente grado de urbanización en la ciudad de Bahía Blanca (Buenos Aires). BioScriba 1(2):35-45.

Grimm, N. B., S. H. Faeth, N. E. Golubiewski, C. L. Redman, J. Wu, X. Bai, and J. M. Briggs. 2008. Global Change and the Ecology of Cities. Science 319(5864):756-760. https://doi.org/10.1126/science.1150195.

Haag, L. M., A. Jáuregui, E. González, M. A. Colombo, and L. N. Segura. 2020. Efecto de la alteración del hábitat en la comunidad de aves de la localidad balnearia de Cariló, Argentina. El Hornero 35(1):36-46. https://doi.org/10.56178/eh.v35i1.456.

Herrera, C. M. 1981. Organización temporal de las comunidades de aves. Doñana, Acta Vertebrata 8:79-101.

Hurlbert, A. H. 2004. Species-energy relationships and habitat complexity in bird communities. Ecology Letters 7(8): 714-720. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00630.x.

Hurlbert, A. H., and J. P. Haskell. 2003. The effect of energy and seasonality on avian species richness and community composition. The American Naturalist 161(1):83-97. https://doi.org/10.1086/345459.

Instituto Nacional de Estadística y Censos (INDEC). 2010. Estadísticas básicas. Total de personas en el hogar. Censo de Población, Hogares y Viviendas 2010. URL: tinyurl.com/2kt2ukx5.

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

La Sorte, F. A., M. W. Tingley, and A. H. Hurlbert. 2014. The role of urban and agricultural areas during avian migration: an assessment of within-year temporal turnover. Global Ecology and Biogeography 23(11):1225-1234. https://doi.org/10.1111/geb.12199.

Lenth, R. V., P. Buerkner, M. Herve, J. Love, H. Riebl, and H. Singmann. 2021. Package "emmeans": Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means. URL: tinyurl.com/47u47xuw.

Lepczyk, C. A., C. H. Flather, V. C. Radeloff, A. M. Pidgeon, R. B. Hammer, and J. Liu. 2008. Human impacts on regional avian diversity and abundance. Conservation Biology 22(2):405-416. https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.00881.x.

Leveau, C. M., and L. M. Leveau. 2005. Avian community response to urbanization in the Pampean region, Argentina. Ornitologia Neotropical 16:503-510.

Leveau, L. M. 2013. Relaciones aves-hábitat en el sector suburbano de Mar del Plata, Argentina. Ornitologia Neotropical 24:201-212.

Leveau, L. M. 2018. Urbanization, environmental stabilization and temporal persistence of bird species: a view from Latin America. PeerJ 6:e6056. https://doi.org/10.7717/peerj.6056.

Leveau, L. M. 2019. Primary productivity and habitat diversity predict bird species richness and composition along urban-rural gradients of central Argentina. Urban Forestry and Urban Greening 43:126349. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2019.05.011.

Leveau, L. M. 2021. Consistency in bird community assembly over medium-term along rural-urban gradients in Argentina. Ecological Processes 10(1):34. https://doi.org/10.1186/s13717-021-00302-8.

Leveau, L. M. 2023. Estacionalidad en la presencia de la Torcaza (*Zenaida auriculata*) en un gradiente urbano de Mar del Plata, Argentina. El Hornero 38(1):5-5. https://doi.org/10.56178/eh.v38i1.1423.

Leveau, L. M., and C. M. Leveau. 2004a. Riqueza y abundancia de aves en agroecosistemas pampeanos durante el período post-reproductivo. Ornitología Neotropical 15(3), Art. 10. URL: tinyurl.com/3ww4kew4.

Leveau, L. M., and C. M. Leveau. 2004b. Comunidades de aves en un gradiente urbano de la ciudad de Mar del Plata, Argentina. El Hornero 19(1):13-21. https://doi.org/10.56178/eh.v19i1.840.

Leveau, L. M., and C. M. Leveau. 2011. Uso de bordes de cultivo por aves durante invierno y primavera en la pampa austral. El Hornero 26(2):159-161. https://doi.org/10.56178/eh.v26i2.685.

Leveau, L. M., F. I. Isla, and M. I. Bellocq. 2015. Urbanization and the temporal homogenization of bird communities: a case study in central Argentina. Urban Ecosystems 18(4):1461-1476. https://doi.org/10.1007/s11252-015-0469-1.

Leveau, L. M., F. I. Isla, and M. I. Bellocq. 2018. Predicting the seasonal dynamics of bird communities along an urban-rural gradient using NDVI. Landscape and Urban Planning 177:103-113. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2018.04.007.

Leveau, L. M., J. Jokimäki, and M. L. Kaisanlahti-Jokimäki. 2021. Urbanization buffers seasonal change in composition of bird communities: A multi-continental meta-analysis. Journal of Biogeography 48(10):2391-2401. https://doi.org/10.1111/jbi.14236.

Lokatis, S., and J. M. Jeschke. 2022. Urban biotic homogenization: Approaches and knowledge gaps. Ecological Applications 32(8):e2703. https://doi.org/10.1002/eap.2703.

McKinney, M. L. 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. Biological Conservation 127(3):247-260. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.005.

Morello, J., G. D. Buzai, C. A. Baxendale, A. F. Rodríguez, S. D. Matteucci, R. E. Godagnone, and R. R. Casas. 2000. Urbanization and the consumption of fertile land and other ecological changes: the case of Buenos Aires. Environment and Urbanization 12(2):119-131. https://doi.org/10.1177/095624780001200210.

O'Connor, T., J. A. Paz, M. V. Castano, S. B. Román, M. M. Hernández, and F. Zumpano. 2024. Diversidad de aves y caracterización de la vegetación en Sierra los Difuntos, Buenos Aires, Argentina: implicancia de la estacionalidad y la topografía. El Hornero 39(1):5-5. https://doi.org/10.56178/eh.v39i1.1483.

Oksanen, J., F. G. Blanchet, M. Friendly, R. Kindt, P. Legendre, D. Mcglinn, P. R. Minchin, et al. 2020. Package "vegan". Community ecology package. URL: github.com/vegandevs/vegan.

Oyarzabal, M., J. Clavijo, L. Oakley, F. Biganzoli, P. Tognetti, I. Barberis, H. M. Maturo, et al. 2018. Unidades de vegetación de la Argentina. Ecología Austral 28:40-63. https://doi.org/10.25260/ea.18.28.1.0.399.

Park, C. R., and W. S. Lee. 2000. Relationship between species composition and area in breeding birds of urban woods in Seoul, Korea. Landscape and Urban Planning 51(1):29-36. https://doi.org/10.1016/S0169-2046(00)00094-3.

Peel, M. C., B. L. Finlayson, and T. A. McMahon. 2007. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. Hydrology and Earth System Sciences 11:1633-1644. https://doi.org/10.5194/hess-11-1633-2007.

Pretelli, M. G., A. V. Baladrón, D. A. Cardoni, and J. P. Isacch. 2018. Bandadas otoño-invernales en agroecosistemas del sudeste de la Región Pampeana, Argentina. Ornitología Neotropical 29:259-269. https://doi.org/10.58843/ornneo.v29i1.396.

R Development Core Team. 2020. R: a Language and Environment for Statistical Computing. version 4.4.2. R Foundation for Statistical Computing, Vienna.

Ralph, C. J., G. R. Geupel, P. Pyle, T. E. Martin, D. F. Desante, and B. Milá. 1996. Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres. Pacific Southwest Res Station For Serv U.S. Dep Agric Albany, CA.

Rashid, G. M., A. Butt, T. Sattar, A. Qadir, and M. H. Ali. 2026. Sub-tropical bird responses to seasonal variations and urbanization pressures along rural-urban gradient in Gujranwala. Environmental Monitoring and Assessment 198(9):927. https://doi.org/10.1007/s10661-026-15710-6.

Remsen, J. V. Jr., J. I. Areta, E. Bonaccorso, S. Claramunt, D. F. Lane, L. N. Naka, M. B. Robbins, et al. 2026. A classification of the bird species of South America. American Ornithologists' Union, Farmington, New Mexico, USA. URL: tinyurl.com/34rwtnuu.

Robb, G. N., R. A. McDonald, D. E. Chamberlain, and S. Bearhop. 2008. Food for thought: supplementary feeding as a driver of ecological change in avian populations. Frontiers in Ecology and the Environment 6(9):476-484. https://doi.org/10.1890/060152.

Shanahan, D. F., M. W. Strohbach, P. S. Warren, and R. A. Fuller. 2014. The challenges of urban living. Avian Urban Ecology 3-20.

Shochat, E., P. S. Warren, S. H. Faeth, N. E. McIntyre, and D. Hope. 2006. From patterns to emerging processes in mechanistic urban ecology. Trends in Ecology and Evolution 21(4):186-191. https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.11.019.

Webb, C. O., D. D. Ackerly, M. A. McPeek, and M. J. Donoghue. 2002. Phylogenies and Community Ecology. Annual Review of Ecology and Systematics 33(1):475-505. https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.33.010802.150448.

Weng, Q. 2011. Remote sensing of impervious surfaces in the urban areas: Requirements, methods and trends. Remote Sensing of Environment 117:34-49. https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.02.030.

Xie, Z., H. Duan, B. Zhang, M. Zhou, L. Zhang, J. Yu, and J. He. 2025. Urbanization alters the seasonality of bird communities across China. Avian Research 100314. https://doi.org/10.1016/j.avrs.2025.100314.

Zhou, D., and L. M. Chu. 2014. Do avian communities vary with season in highly urbanized Hong Kong. The Wilson Journal of Ornithology 126(1):69-80. https://doi.org/10.1676/13-097.1.