

¿Predicen los rasgos biológicos de las aves su ocupación del gradiente de urbanización en el Área Metropolitana de Mendoza?

SERGIO R. CAMÍN^{1,2,✉}, IARA FIGINI^{3,4} & LUIS MARONE^{1,2}

¹ECODES, IADIZA-CONICET. Mendoza, Argentina. ²Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Cuyo. Mendoza, Argentina. ³IEGEB-CONICET. Buenos Aires, Argentina. ⁴Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires. Buenos Aires, Argentina.

RESUMEN. Estudiamos las variaciones espacio-temporales de ensambles de aves en parques de un gradiente urbano del Área Metropolitana de Mendoza (AMM), Argentina. Suponiendo que la urbanización filtra las especies del *pool* regional según sus rasgos biológicos, definimos especies tolerantes y evasoras urbanas según tuvieran, al menos, cuatro de los seis rasgos propios de cada categoría. Predijimos que las tolerantes alcanzan densidades máximas en matriz urbana o urbana-suburbana y las evasoras, en matriz periurbana o periurbana-suburbana. En las estaciones reproductiva y no reproductiva de 2017 y 2018 registramos las aves en transectos de faja en las tres matrices. Los resultados apoyaron la idea y permitieron identificar dos filtros ambientales: uno entre el AMM y su entorno que permite el ingreso de especies tolerantes urbanas frecuentes, y otro en el centro de la ciudad que impide el ingreso de evasoras infrecuentes mientras prevalecen las tolerantes urbanas. Se ha hipotetizado que los núcleos urbanos sostienen pocas especies muy abundantes y que los ambientes intermedios alojan mayor riqueza específica. Estimamos abundancia y riqueza en las tres matrices, pero no encontramos ni mayor abundancia en la matriz urbana ni mayor riqueza en la matriz suburbana. Esto podría deberse a que la matriz suburbana ofrece un ecotono muy restringido dentro del AMM. La plausible mayor estabilidad climática y de recursos en el centro de las ciudades no se asoció en Mendoza con ensambles más estables estacional o interanualmente. Los rasgos biológicos permiten identificar distintos filtros ambientales a la par que predicen y explican la ocupación espacial de numerosas especies de aves. Algunos de nuestros resultados destacan la importancia de los parques urbanos respecto a las calles linderas como espacios que atenúan los efectos de la urbanización sobre las aves, información valiosa para planes de desarrollo urbano sustentable.

[Palabras clave: Argentina, evasoras urbanas, filtro biológico, parques urbanos, tolerancia ambiental, tolerantes urbanas]

ABSTRACT. Do biological traits of birds predict their occupation of an urbanization gradient in Mendoza Metropolitan Area? We studied the spatial and temporal dynamics of bird assemblages in parks located within an urban gradient of the Mendoza Metropolitan Area (AMM), Argentina. Under the assumption that urbanization filters the species from the regional pool according to their biological traits, we defined tolerant and urban avoider species as those having at least four up to six traits of every category, and predicted that urban tolerant species reach maximum densities in urban or urban-suburban matrixes, whereas avoiders species are more abundant in peri-urban or peri-urban-suburban matrixes. In breeding and non-breeding seasons of 2017 and 2018, we recorded birds on strip transects on the three matrixes. Our results supported the idea and allowed the identification of two environmental filters: one located between the AMM and its surroundings, which admits urban-tolerant common species, and other in downtown Mendoza, which prevents the access of infrequent urban avoiders and maintains several urban tolerant species. Under the hypothesis that urban centers support few very abundant species and that more intermediate habitats host the greatest species richness, we estimated total abundance and richness in the same matrixes, but we find neither greater abundance in the urban matrix nor greater richness in the suburban matrix. These results could be related to the fact that the suburban matrix offers a very restricted ecotone within the AMM. The plausible higher stability of climate and resource supply in downtown Mendoza was not associated with more temporal stability of bird assemblages. Biological traits allow to identify significant environmental filters while predicting and explaining the spatial occurrence of numerous bird species. Some of our results highlight the greater importance of urban parks with respect to urban streets as habitats that mitigate the effect of urbanization on birds, a valuable information for sustainable-urban development plans.

[Keywords: Argentina, biological filters, environmental tolerance, urban avoiders, urban parks, urban tolerant]

INTRODUCCIÓN

La urbanización es un proceso en expansión en todo el mundo, y América del Sur no es la excepción (Bellocq et al. 2017). En la Argentina existen numerosos estudios del efecto de las ciudades sobre las especies de aves (e.g., Filloy et al. 2015; Gorosito and Cueto 2020), pero el análisis de nuevos centros urbanos con varias especies en común permite evaluar si aquel efecto es consistente regionalmente y, por tanto, hasta cierto punto, predecible. Además, nuevos enfoques amplían el conocimiento alcanzado.

La presencia de edificios y de asfalto, y la actividad humana asociada afectan la composición de los ensambles de aves nativas (Shochat et al. 2006) porque las especies del *pool* regional son filtradas de acuerdo a la presencia de ciertos rasgos biológicos que les permiten tolerar o beneficiarse de la vida en la ciudad. Esta hipótesis de la tolerancia a la urbanización (HTU) (Kark et al. 2007; Croci et al. 2008a) recibió apoyo en tres ciudades de la Región Pampeana (Leveau 2021). Si las aves pueden clasificarse *a priori* según sus rasgos en tolerantes y evasoras urbanas (Conole and Kirkpatrick 2011), se debería poder predecir su abundancia en gradientes con distinto nivel de urbanización. Los rasgos biológicos de las especies tolerantes urbanas que favorecerían la vida en la ciudad son la distribución geográfica extendida (porque implicaría un nicho ecológico amplio), la omnivoría y granivoría (porque permiten aprovechar los alimentos de origen antrópico), la conducta gregaria (por desalentar a los depredadores y ser eficiente para hallar alimento congregado), la construcción de nidos protegidos ubicados a altura media a alta (porque son menos vulnerables a la presencia de los seres humanos y de sus mascotas) y la conducta sedentaria (por dar más tiempo y oportunidades para enfrentar y tolerar las limitaciones urbanas) (Kark et al. 2007; Croci et al. 2008a). Rasgos típicos de las evasoras urbanas serían la distribución geográfica restringida, la dieta insectívora, carnívora, frugívora o folívora, el hábito social solitario, los nidos desprotegidos ubicados a baja altura o en el suelo y la conducta migratoria (Kark et al. 2007; Croci et al. 2008a).

Asociada a la HTU, Shochat (2004) propuso la hipótesis de la tarjeta de crédito (HTC), que sugiere que los núcleos urbanos sostienen pocas especies muy abundantes, a veces exóticas, que aprovechan la alta previsibilidad

de ciertos recursos alimentarios (e.g., los desechos de los humanos) y la supuesta menor presión de depredación en la ciudad. Varios estudios basados en muestreos realizados en calles urbanas la corroboraron (Leveau et al. 2017; Leveau 2019), pero otros no (Garaffa et al. 2009; Benítez et al. 2021). Los muestreos realizados sólo en las calles de los núcleos urbanos pueden sesgar los resultados a favor de la HTC debido a que allí prevalecerían las escasas especies muy tolerantes al núcleo edificado. En cambio, los muestreos realizados en parques céntricos pueden describir un escenario más realista sobre la capacidad de la ciudad de retener especies, desafiando en mayor medida a la HTC.

Si se continúa la línea argumental de la HTU, en las áreas altamente urbanizadas predominarían las especies tolerantes urbanas, y en las naturales, las evasoras urbanas, por lo que en el ecotono se podría alcanzar máxima riqueza si compartiera especies de los extremos. Es el patrón esperado por la hipótesis de la perturbación intermedia (HPI [Connell 1978]), que fue corroborada en algunos estudios que incluían el centro y la periferia de ciudades junto con la matriz seminatural externa (Leveau 2021), por lo que nos preguntamos si dentro del propio gradiente de urbanización se registra el mismo patrón, con mayor riqueza específica en la matriz intermedia, suburbana.

Finalmente, se ha propuesto que los centros de las ciudades ejercen un efecto moderador sobre ciertas variables climáticas (e.g., temperatura invernal en regiones templadas) y estabilizador de la disponibilidad de algunos recursos derivados de la actividad humana (Shochat et al. 2006). Si esos supuestos son correctos, la hipótesis de la homogeneización temporal (HHT) predice una menor variabilidad de la riqueza y una mayor similitud en la composición de los ensambles de aves entre años o estaciones en áreas muy urbanizadas respecto a otras menos urbanizadas (Shochat et al. 2006). Algunos estudios corroboraron la HHT (Leveau et al. 2015; Leveau and Leveau 2016), pero otros no (Barrett et al. 2008; Leveau and Leveau 2012). Si el efecto moderador del clima y los recursos fuese más notable en zonas con alta cobertura edificada, la HHT podría esgrimirse como presunta explicación de la HTC, ya que las especies que componen los ensambles más estables se pueden hacer, con el paso del tiempo, también más abundantes.

Nuestro objetivo fue utilizar los rasgos biológicos de las especies de aves con la intención de clasificarlas en tolerantes y evasoras urbanas, para luego analizar si las primeras eran más abundantes en los parques de zonas muy urbanizadas y las evasoras en los parques de la periferia del gradiente de urbanización del Área Metropolitana de Mendoza (AMM). En el gradiente del AMM distinguimos una matriz urbana (MU), otra suburbana (MS) y otra periurbana (MP), y analizamos si la abundancia total de aves era mayor en la matriz urbana y si esa abundancia se concentraba en un menor número de especies que en las otras dos matrices. Indagamos si los niveles moderados de desarrollo urbano se relacionaban con una mayor riqueza de aves y si esa mayor riqueza resultaba de una coexistencia de aves tolerantes y evasoras urbanas. Finalmente, empleamos indicadores de estabilidad temporal de los ensamblajes para verificar si los que se ubicaban en parques céntricos eran más estables que los ubicados en la periferia de las ciudades.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El AMM ($32^{\circ}53' S - 68^{\circ}50' O$; 746 m s. n. m.; 1086633 habitantes) (Indec 2011) está asentada en la Provincia Biogeográfica del Monte, que tiene una fisonomía y composición botánica homogénea, con estepas arbustivas de zigofiláceas con pequeños bosques intercalados (Morello 1958). Su clima es cálido y seco, las temperaturas medias varían entre 13.4 y 17.5 °C, y las precipitaciones oscilan entre 80 y 300 mm anuales (Cabrera 1976). Las lluvias están restringidas al verano (Lopez de Casenave 2001). Dentro del gradiente de urbanización del AMM definimos tres matrices: 1) Matriz Urbana (MU), ubicada en el centro histórico y comercial de los distritos Ciudad, Godoy Cruz y Maipú, con alta concentración de edificios comerciales y administrativos, calles asfaltadas y una cobertura promedio del suelo con edificios o asfalto >60%; 2) Matriz Suburbana (MS), ubicada en la periferia de



Figura 1. Ubicación de parques grandes (PG) y chicos (PC) seleccionados en matriz urbana (rojo), suburbana (verde) y periurbana (amarilla) en el Área Metropolitana de Mendoza. PG1: Pueblos originarios, PG2: Cascadas, PG3: Sindicato Alimentación, PG4: Metropolitano Sur, PG5: 'Club Independiente', PG6: 'Museo Moyano', PG7: Cívico, PG8: San Vicente, PG9: 'SH', PC1: 'SUPE I', PC2: 'Suizo', PC3: Fogones Challao, PC4: 'Plaza Alto Mendoza', PC5: 'Plaza SUPE I', PC6: 'SUPE II', PC7: Hilario Cuadros, PC8: 'WM', PC9: Plaza Maipú, PC10: Museo del Vino, PC11: Paseo Leones, PC12: Plaza Independencia, PC13: Plaza Italia, PC14: Plaza Chile, PC15: Plaza Belgrano. Los nombres entre comillas fueron asignados por nosotros.

Figure 1. Location of large (PG) and small (PC) parks selected in urban (red), suburban (green) and peri-urban (yellow) in Mendoza Metropolitan Area. PG1: Pueblos originarios, PG2: Cascadas, PG3: Sindicato Alimentación, PG4: Metropolitano Sur, PG5: 'Club Independiente', PG6: 'Museo Moyano', PG7: Cívico, PG8: San Vicente, PG9: 'SH', PC1: 'SUPE I', PC2: 'Suizo', PC3: Fogones Challao, PC4: 'Plaza Alto Mendoza', PC5: 'Plaza SUPE I', PC6: 'SUPE II', PC7: Hilario Cuadros, PC8: 'WM', PC9: Plaza Maipú, PC10: Museo del Vino, PC11: Paseo Leones, PC12: Plaza Independencia, PC13: Plaza Italia, PC14: Plaza Chile, PC15: Plaza Belgrano. The names in quotes were assigned by us.

MU y compuesta por barrios de viviendas unifamiliares con jardines pequeños, calles asfaltadas y cobertura promedio del suelo con edificios o asfalto 30-60%; y 3) Matriz Periurbana (MP), en la periferia de MS y lindante con áreas rurales cultivadas o naturales, compuesta por barrios con casas unifamiliares o barrios residenciales con casas con jardines amplios, todos con vegetación manejada, calles asfaltadas y de tierra, áreas parqueadas más amplias que en MU y MS, pequeños cultivos y cobertura promedio del suelo con edificios o asfalto <30%. Dentro de cada matriz seleccionamos parques grandes (área promedio=10.7 ha, EE=3.1) y parques pequeños (área promedio=1.5 ha, EE=0.2) diseñados para recreación humana, con diferentes proporciones de bosques, prados y áreas con cemento (Stocco et al. 2017). En MP elegimos 9 parques (tres grandes, seis chicos), en MS, ocho (tres grandes, cinco chicos) y en MU, siete (tres grandes, cuatro chicos) (Figura 1). En ellos ubicamos las transectas, que usualmente fueron las unidades de muestreo, MP (n=25), MS (n=26), MU (n=25).

Muestreo de aves

En 2017 y 2018, en mayo-julio (estación no reproductiva) y setiembre-noviembre (cuando la mayoría de las especies estaban en plena estación reproductiva), registramos las aves durante las primeras 4 horas del día en transectas de faja (30 m de largo x 50 m de ancho) recorridas a pie (1.2 km/h), en dos ocasiones en cada estación. Ubicamos 1-4 transectas en cada parque chico y 5 transectas en cada parque grande, separadas 25 m entre sí. Contamos las aves vistas u oídas, sin incluir las que pasaban volando a gran altura. No muestreamos en días lluviosos. El número de especies y sus abundancias en cada transecta se obtuvo promediando los valores de las dos ocasiones en que fueron recorridas.

Rasgos biológicos de las aves

Usamos los rasgos ligados a la tolerancia a la urbanización según Kark et al. (2007) y Croci et al. (2008a), cuyos valores para cada especie se obtuvieron de diversas fuentes bibliográficas (Narosky and Izurieta 2010; De la Peña 2011, 2013, 2015a,b). Consideramos que una especie tenía distribución amplia si ocupaba al menos cuatro regiones ornito-geográficas de la Argentina (Narosky and Izurieta 2010) y estrecha si cubría hasta tres. Su conducta era solitaria cuando el forrajeo

y el descanso era individual o en pareja, y gregaria si involucraba tres o más individuos. Clasificamos los nidos en protegidos (i.e., cerrados o abiertos pero ubicados en cavidades y aleros) o desprotegidos (i.e., abiertos en sitios expuestos), y su altura en baja (0-1.99 m), media (2-3.99 m) y alta (≥ 4 m). Categorizamos las especies como tolerantes o evasoras urbanas según tuvieran, al menos, cuatro de los seis rasgos propios de cada categoría (Tabla 1). Los rasgos bivalentes (e.g., forrajeo en pareja y en bandadas) no fueron contabilizados en el puntaje final. Para aquellas especies con tres rasgos de cada categoría creamos la categoría 'mixta', para la cual no tuvimos expectativas teóricas *a priori* respecto de su distribución en el AMM.

Análisis de los datos

Consideramos que una especie prevalecía en MP, MS, MU o en una combinación de ellas (e.g., MS-MU), cuando alcanzaba densidades máximas significativas al menos en una de las cuatro ocasiones analizadas (i.e., estación reproductiva y estación no reproductiva en 2017 y 2018) y mostraba similar tendencia (significativa o no) en al menos otras dos ocasiones. Dado que en algunos casos no se pudo aplicar ese criterio en forma completa (e.g., la abundancia nunca difirió significativamente entre matrices), comparamos los patrones de distribución que surgieron con los registrados empleando a) la abundancia promedio y b) la frecuencia promedio de cada especie en cada matriz. Consideramos que una especie prevalecía en una o dos matrices si superaban por más del 50% la abundancia o la frecuencia en la o las matrices donde era más escasa. Empleamos estos criterios para las especies 'frecuentes' (i.e., presentes en $\geq 10\%$ de las transectas), en las que los patrones de abundancia fueron más confiables. Debido a la menor densidad de las especies 'infrecuentes' (i.e., presentes en <10% de las transectas) y 'ocasionales' (i.e., registradas en una sola oportunidad), es difícil concluir respecto a la capacidad que tienen sus rasgos biológicos para predecir su distribución. Pese a ello, constatamos la ocupación del AMM por estas especies a partir de datos de presencia/ausencia (Tabla 2), registrando si su frecuencia era mayor en alguna/s de las matrices.

Calculamos la riqueza de aves en MP, MS y MU como el promedio del número total de especies por transecta, y la abundancia total

Tabla 1. Rasgos biológicos de especies de aves tolerantes urbanas (TU), evasoras urbanas (EU) y mixtas (MI) del Área Metropolitana de Mendoza. Número de regiones ornitogeográficas de la Argentina ocupada por cada especie (NR). Dieta: carnívora (C), folívora (F), frugívora (Fr), granívora (G), insectívora (I), omnívora (O). Conducta social: solitaria (S), gregaria (G). Amparo nido: protegido (P), desprotegido (D). Altura nido: baja (B), media (M), alta (A). Conducta migratoria: residente (R), migratoria (M).

Table 1. Biological traits of urban tolerant (TU), urban avoider (EU) and mixed (MI) bird species in Mendoza Metropolitan Area. Number of ornithogeographic regions of Argentina occupied by each species (NR). Diet: carnivorous (C), folivorous (F), frugivorous (Fr), granivorous (G), insectivorous (I), omnivorous (O). Social behavior: solitary (S), gregarious (G). Nest protection: protected (P), unprotected (D). Nest height: low (B), high (A). Migratory behavior: resident (R), migratory (M).

Especies	Distribución geográfica NR	Dieta	Conducta social	Rasgos biológicos		Conducta migratoria	Categoría
				Nido			
				Amparo	Altura		
<i>Anairetes flavirostris</i>	4	I	S	D	B	R	EU
<i>Catamenia analis</i>	3	G	S-G	D	B	R	EU
<i>Chlorostilbon lucidus</i>	5	N-I	S	D	M	R	MI
<i>Colaptes melanochloros</i>	5	I-Fr	S	P	M	R	TU
<i>Columba livia</i>	9	G-O	G	P	M	R	TU
<i>Columbina picui</i>	9	G	S-G	D	M	R	TU
<i>Elaenia albiceps</i>	4	I	S	D	M	M	EU
<i>Furnarius rufus</i>	7	I-G	S	P	M	R	TU
<i>Leistes loyca</i>	4	I-G	S	D	B	R	EU
<i>Leptasthenura fuliginiceps</i>	3	I	S	P	M	R	MI
<i>Machetornis rixosa</i>	7	I	S	P	M	R	TU
<i>Milvago chimango</i>	9	C-I	S	D	M	R	MI
<i>Mimus patagonicus</i>	4	I	S	D	M	M	EU
<i>Mimus saturninus</i>	5	O	S	D	B	R	MI
<i>Molothrus bonariensis</i>	9	O	G	P-D	M	R	TU
<i>Myiopsitta monachus</i>	9	G-O	G	P	A	R	TU
<i>Parabuteo unicinctus</i>	9	C	S	D	A	R	MI
<i>Paroaria coronata</i>	5	O	S-G	D	M	R	TU
<i>Passer domesticus</i>	9	O	G	P	A	R	TU
<i>Patagioenas maculosa</i>	6	G	S-G	D	M	R	TU
<i>Phytotoma rutila</i>	8	F-Fr	S	D	M	R	MI
<i>Pseudoseisura lophotes</i>	6	I-G	S	P	A	R	TU
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	9	I	S-G	P	M	M	TU
<i>Pitangus sulphuratus</i>	6	O	S	P	A	R	TU
<i>Rauenia bonariensis</i>	4	O	S-G	D	A	R	TU
<i>Sappho sparganurus</i>	3	N-I	S	P	M	R	MI
<i>Sicalis flaveola</i>	6	G	S-G	P	M	R	TU
<i>Sicalis luteola</i>	8	G	S-G	D	B	R	TU
<i>Spinus magellanicus</i>	8	G	S-G	D	A	R	TU
<i>Stigmatura budytoides</i>	2	I	S	D	B	R	EU
<i>Troglodytes aedon</i>	9	I	S	P	M	R	TU
<i>Turdus amaurochalinus</i>	5	O	S	D	M	R	TU
<i>Turdus chiguanco</i>	5	O	S-G	D	M	R	TU
<i>Turdus rufiventris</i>	5	O	S	D	M	R	TU
<i>Tyrannus melancholicus</i>	5	I	S	D	A	M	EU
<i>Tyrannus savana</i>	5	I	S-G	D	A	M	EU
<i>Vanellus chilensis</i>	9	I	S-G	D	B	R	EU
<i>Zenaida auriculata</i>	9	G	S-G	D	M	R	TU
<i>Zonotrichia capensis</i>	9	G	G	D	B	R	TU

como el número promedio de individuos de todas las especies por hectárea. Para analizar la estabilidad temporal de los ensamblajes de aves en cada matriz empleamos los parques como unidad de muestreo: MP (n=9), MS (n=8), MU (n=7). Evaluamos sus variaciones de riqueza mediante el coeficiente de variación (CV), y los cambios en la composición de especies

usando el índice de similitud de Bray-Curtis (C_N) (Filloley et al. 2015), que permite calcular la similitud de los ensamblajes de aves entre estaciones y entre años de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$C_N = 2 JN / aN + bN$$

Donde aN=número total de individuos en estación reproductiva, bN=número total de individuos en estación no reproductiva, JN=suma de las abundancias menores de las especies halladas en ambas estaciones. $C_N=1$ indica similitud completa y $C_N=0$ disimilitud completa.

Para evaluar las diferencias en los promedios usamos pruebas no paramétricas de Kruskal-

Wallis. Para determinar si la abundancia total y la riqueza variaban entre las tres matrices usamos modelos lineales generalizados mixtos (GLMM) con distribución de errores de Poisson y una función de enlace logarítmica, incluyendo los factores aleatorios 'parque' para controlar la variabilidad entre parques dentro de cada matriz, y 'transecta' para controlar la variabilidad entre las transectas dentro de cada parque. Todos los análisis de

Tabla 2. Especies de aves tolerantes urbanas (TU), evasoras urbanas (EU), mixtas (MI), detectadas (1) o no (0) durante las estaciones reproductivas (ER) y no reproductivas (ENoR) en matriz periurbana (MP), matriz suburbana (MS) y matriz urbana (MU). Las especies están ordenadas de mayor a menor presencia en frecuentes (i.e., ≥10% de las transectas), infrecuentes (i.e., <10% de las transectas) y ocasionales (i.e., una sola transecta, una matriz, una estación, un año).

Table 2. Urban tolerant (TU), urban avoider (EU) and mixed (MI) bird species, detected (1) or not (0) during breeding (ER) and non-breeding seasons (ENoR) in periurban matrix (MP), suburban matrix (MS) and urban matrix (MU). Species are ordered from greater to lesser presence in frequent (i.e., ≥10% of the transects), infrequent (i.e., <10% of the transects) and occasional (i.e., a single transect, a matrix, a season, a year).

Especies	Categoría	Año 2017			Año 2018			Año 2017			Año 2018		
		ENoR			ER			ENoR			ER		
		MP	MS	MU									
Frecuentes													
<i>Furnarius rufus</i>	TU	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Molothrus bonariensis</i>	TU	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Myiopsitta monachus</i>	TU	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Passer domesticus</i>	TU	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Patagioenas maculosa</i>	TU	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Pitangus sulphuratus</i>	TU	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Turdus amaurochalinus</i>	TU	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Turdus rufiventris</i>	TU	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Vanellus chilensis</i>	EU	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Colaptes melanochloros</i>	TU	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1
<i>Columbina picui</i>	TU	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1
<i>Machetornis rixosa</i>	TU	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1
<i>Sicalis flaveola</i>	TU	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1
<i>Troglodytes aedon</i>	TU	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Zenaida auriculata</i>	TU	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1
<i>Columba livia</i>	TU	0	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1
<i>Pseudoseisura lophotes</i>	TU	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	0
<i>Milvago chimango</i>	MI	1	1	0	1	1	1	1	1	0	1	1	0
<i>Phytotoma rutila</i>	MI	1	1	0	1	0	0	1	0	0	1	1	0
<i>Mimus saturninus</i>	MI	1	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1	0
Infrecuentes													
<i>Tyrannus melancholicus</i>	EU	0	0	0	1	1	1	0	0	0	1	1	1
<i>Sappho sparganurus</i>	MI	0	1	0	1	0	0	0	1	1	0	1	0
<i>Spinus magellanicus</i>	TU	0	0	0	0	1	0	0	1	1	1	0	0
<i>Chlorostilbon lucidus</i>	MI	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0
<i>Parabuteo unicinctus</i>	MI	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1
<i>Tyrannus savana</i>	EU	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0
<i>Zonotrichia capensis</i>	TU	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Leptasthenura fuliginiceps</i>	MI	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0
<i>Mimus patagonicus</i>	EU	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Stigmatura budytoides</i>	EU	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0
<i>Raenia bonariensis</i>	TU	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Turdus chiguanco</i>	TU	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Ocasionales													
<i>Anairetes flavirostris</i>	EU	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Catamenia analis</i>	EU	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Elaenia albiceps</i>	EU	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Paroaria coronata</i>	TU	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i>	TU	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sicalis luteola</i>	TU	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Leistes loyca</i>	EU	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Número de especies		20	23	17	25	24	19	20	21	17	29	24	18

GLMM, se realizaron en la versión R 3.6.1 (Team RC 2016).

RESULTADOS

Registramos un total de 39 especies de aves en el AMM: 23 tolerantes urbanas, 9 evasoras urbanas y 7 mixtas (Tabla 2). Del total, sólo 20 fueron 'frecuentes' (Tabla 3):

16 tolerantes urbanas, una evasora urbana y tres mixtas (Tabla 2). Los tres criterios para determinar la prevalencia de cada especie en las matrices arrojaron resultados coincidentes (Tablas 3 y 4). Entre las especies frecuentes, la prevalencia de tolerantes urbanas en AMM (16/20) sugiere la existencia de un filtro a nivel del área urbanizada en general sobre la matriz semi-natural circundante. De las

Tabla 3. Abundancia (individuos/ha ± EE) y abundancia relativa de especies de aves frecuentes (i.e., presentes en ≥10% de las transectas) en estaciones reproductivas (ER) y no reproductivas (ENoR) en las matrices (i.e., MP, MS, MU). Letras diferentes indican diferencias significativas entre matrices. Los valores de P (*: P<0.05, **: P<0.01, ***: P<0.001, ns: no significativa) corresponden a la prueba de Kruskal-Wallis (H).

Table 3. Abundance (individuals/ha ± SE) and relative abundance of frequent bird species (i.e., present in ≥10% of the transects) in breeding (ER) and non-breeding (ENoR) seasons in matrixes (i.e., MP, MS, MU). Different letters indicate significant differences between matrixes. The P values (*: P<0.05, **: P<0.01, ***: P<0.001, ns: not significant) correspond to Kruskal-Wallis test (H).

Especies	Año	ENoR						ER							
		MP A	%	MS A	%	MU A	%	H	MP A	%	MS A	%	MU A	%	H
<i>Furnarius rufus</i>	2017	8.0±1.2a	16	14.1±1.8b	14	7.4±1.2a	10	9.3**	5.8±1.0a	10	9.7±1.5ab	9	13.3±1.8b	11	8.3**
	2018	5.8±0.9a	13	11.2±1.8b	18	12.5±2.2b	13	6.2*	7.2±1.6a	10	13.8±1.9b	12	9.3±1.7ab	10	7.3*
<i>Molothrus bonariensis</i>	2017	1.6±0.5	3	14.6±6.3	15	5.8±3.6	8	2.6ns	1.3±0.6a	2	4.6±1.3ab	4	13.3±4.8b	11	6.7*
	2018	1.6±0.5	3	6.1±5.3	10	28.5±23.7	29	0.4ns	3.7±1.4	5	7.6±2.3	7	6.1±2.4	6	1.1ns
<i>Myiopsitta monachus</i>	2017	2.9±1.3a	6	6.4±0.6b	7	3.7±0.9a	5	13.1***	1.0±0.4a	2	6.6±1.3b	6	2.1±0.6a	2	14.4***
	2018	1.6±0.5a	3	6.4±0.9b	10	1.3±0.5a	1	18.5***	1.8±0.6a	3	6.6±0.6b	6	3.7±2.1a	4	20.4***
<i>Passer domesticus</i>	2017	3.7±0.7	8	3.5±0.6	4	5.0±1.3	7	0.3ns	5.0±0.8ab	9	2.5±0.5a	2	12.8±5.0b	10	9.2**
	2018	3.2±0.6	7	3.0±0.6	5	7.2±2.5	7	0.5ns	3.4±0.6	5	4.3±1.2	4	9.6±3.4	10	1.5ns
<i>Patagioenas maculosa</i>	2017	7.4±1.5	15	16.4±3.1	17	18.3±6.1	26	4.4ns	4.5±1.6a	8	24.6±6.2b	24	20.8±6.3b	17	13.1***
	2018	10.1±4.7	22	11.5±3.3	19	19.7±10.3	20	2.0ns	11.4±3.4	15	13.8±2.6	12	11.7±3.9	12	2.0ns
<i>Pitangus sulphuratus</i>	2017	5.0±0.5	10	5.6±0.6	6	4.5±0.6	6	0.9ns	4.8±0.6	8	5.6±0.8	5	3.7±0.7	3	2.1ns
	2018	4.5±0.6	10	4.6±0.6	8	5.0±0.6	5	0.1ns	5.6±0.8	8	4.8±0.5	4	3.4±0.6	4	2.8ns
<i>Turdus amaurochalinus</i>	2017	2.4±1.0	5	4.6±1.6	5	3.2±1.4	5	0.9ns	4.2±1.0	7	7.4±1.6	7	7.7±1.7	6	2.3ns
	2018	2.9±1.2	6	3.0±0.7	5	4.2±2.9	4	1.4ns	5.6±0.8a	8	12.8±1.9b	11	9.6±1.6ab	10	7.5*
<i>Turdus rufiventris</i>	2017	3.2±1.4	6	5.1±2.0	5	4.8±2.0	7	0.4ns	5.3±1.9	9	10.0±3.4	10	3.4±1.9	3	2.2ns
	2018	2.9±1.2ab	6	1.0±0.7a	2	6.4±2.1b	6	4.7*	3.4±1.0	5	7.6±1.9	7	4.8±1.3	5	2.1ns
<i>Vanellus chilensis</i>	2017	1.6±0.6	3	2.0±0.7	2	1.3±1.0	2	1.2ns	2.1±0.8	4	3.0±0.9	3	1.8±0.8	2	0.8ns
	2018	2.9±1.39	6	3.3±2.3	5	0.2±0.2	0	2.2ns	2.4±1.3	3	3.5±1.3	3	0.5±0.5	1	2.0ns
<i>Colaptes melanochloros</i>	2017	1.3±0.5	3	1.7±0.5	2	0.2±0.2	0	2.0ns	1.0±0.4ab	2	4.1±1.2b	4	0.5±0.3a	0	4.2*
	2018	0.0±0.0	0	1.0±2.4	2	0.5±0.3	1	0.8ns	2.4±0.6a	3	0.7±0.4a	1	0.8±0.4a	1	2.9*
<i>Columbina picui</i>	2017	2.9±1.4	6	3.0±1.4	3	0.5±0.5	1	1.5ns	9.3±3.1b	16	6.6±2.4ab	6	0.8±0.5a	1	10.2***
	2018	4.0±3.7	9	3.3±2.5	5	0.0±0.0	0	0.8ns	8.5±2.2b	12	10.7±3.5ab	9	3.2±1.6a	3	5.5*
<i>Machetornis rixosa</i>	2017	0.8±0.4	2	0.2±0.2	0	0.8±0.4	1	0.3ns	0.2±0.2	0	2.0±0.8	2	1.6±0.7	1	1.4ns
	2018	0.0±0.0	0	1.0±2.4	2	1.0±0.4	1	1.2ns	0.2±0.2a	0	2.0±0.6a	2	0.5±0.5a	1	3.4**
<i>Sicalis flaveola</i>	2017	0.2±0.2	1	1.5±1.0	2	1.6±0.6	2	0.9ns	2.9±0.7	5	2.8±0.6	3	1.3±0.5	1	2.3ns
	2018	0.2±0.2	1	0.5±0.3	1	0.0±0.0	0	0.2ns	2.4±0.9	3	4.6±1.0	4	3.2±0.9	3	3.1ns
<i>Troglodytes aedon</i>	2017	2.1±0.6a	4	1.0±0.4a	1	0.0±0.0a	0	3.7**	4.0±0.6	7	2.0±0.6	2	2.1±0.6	2	4.0ns
	2018	1.6±0.5	3	0.2±0.2	0	0.5±0.3	1	1.7ns	5.0±0.6b	7	2.3±0.6a	2	3.2±1.1a	3	6.7*
<i>Zenaida auriculata</i>	2017	0.5±0.3a	1	10.0±2.4b	10	6.4±2.1b	9	10.0***	0.8±0.4a	1	8.7±2.5b	8	25.0±4.1c	20	27.6***
	2018	0.0±0.0a	0	1.2±1.2a	2	5.0±2.3a	5	2.1*	1.6±0.6a	2	13.3±2.9b	12	23.2±4.4b	24	28.0***
<i>Columba livia</i>	2017	0.0±0.0a	0	3.0±1.3a	3	6.6±3.4a	9	2.4*	0.2±0.2b	0	1.2±0.6ab	1	12.0±4.5a	10	5.6**
	2018	0.8±0.8a	2	0.0±0.0a	0	5.8±2.8a	6	1.6*	0.8±0.8a	1	0.2±0.2a	0	2.6±1.1a	3	1.9*
<i>Pseudoseisura lophotes</i>	2017	1.3±0.5	3	2.0±0.6	2	0.8±0.4	1	1.3ns	1.0±0.4	2	0.0±0.0	0	0.5±0.3	0	0.9ns
	2018	1.0±0.4	2	1.7±0.5	3	1.0±0.4	1	0.6ns	1.3±0.5	2	1.5±0.6	1	0.0±0.0	0	1.9ns
<i>Milvago chimango</i>	2017	1.6±0.5a	3	2.3±0.9a	2	0.0±0.0a	0	2.7*	0.5±0.3	1	0.7±0.4	1	0.8±0.5	1	0.0ns
	2018	1.6±0.5a	3	1.7±0.6a	3	0.0±0.0a	0	2.7*	1.6±0.5a	2	2.0±0.7a	2	0.0±0.0a	0	3.2*
<i>Phytotoma rutila</i>	2017	1.0±0.4	2	0.2±0.25	0	0.0±0.0	0	1.0ns	3.2±0.6b	5	0.0±0.0a	0	0.0±0.0a	0	11.4***
	2018	0.8±0.4	2	0.0±0.0	0	0.0±0.0	0	0.7ns	4.0±0.6b	5	1.0±0.4a	1	0.0±0.0a	0	14.4***
<i>Mimus saturninus</i>	2017	1.3±0.5a	3	0.0±0.0a	0	0.0±0.0a	0	1.9**	1.6±0.7	3	0.7±0.7	1	0.0±0.0	0	1.0ns
	2018	0.0±0.0	0	0.0±0.0	0	0.0±0.0	0	0.0ns	1.3±0.6	2	0.2±0.2	0	0.0±0.0	0	1.0ns

Tabla 4. Abundancia (A) (individuos/ha) y porcentaje (%) promedio de presencia en las transectas de cada matriz de especies de aves frecuentes (i.e., ≥10% de las transectas) en matriz periurbana (MP), matriz suburbana (MS) y matriz urbana (MU) del Área Metropolitana de Mendoza, Argentina.

Table 4. Abundance (A) (individuals/ha) and average percentage (%) of presence in the transects of each matrix of frequent bird species (i.e., ≥10% of the transects) in periurban matrix (MP), suburban matrix (MS) and urban matrix (MU) of Mendoza Metropolitan Area, Argentina.

Especies	MP		MS		MU	
	A	%	A	%	A	%
<i>Furnarius rufus</i>	6.6	72	12.2	84	10.6	82
<i>Molothrus bonariensis</i>	2	25	8.2	38	4.7	31
<i>Myiopsitta monachus</i>	1.8	25	6.5	83	2.7	32
<i>Passer domesticus</i>	3.8	55	3.3	46	8.6	63
<i>Patagioenas maculosa</i>	8.3	65	16.5	87	17.6	75
<i>Pitangus sulphuratus</i>	4.9	73	6.1	75	4.4	62
<i>Turdus amaurochalinus</i>	3.7	43	3.9	57	6.1	47
<i>Turdus rufiventris</i>	3.7	32	5.9	32	5.9	33
<i>Vanellus chilensis</i>	2.5	23	2.9	27	0.09	9
<i>Colaptes melanochloros</i>	1.4	45	1.8	23	0.5	8
<i>Columbina picui</i>	6.1	29	5.9	26	1.9	7
<i>Machetornis rixosa</i>	0.3	5	1.3	18	0.9	12
<i>Sicalis flaveola</i>	1.9	10	2.3	30	1.5	20
<i>Troglodytes aedon</i>	3.1	47	1.3	21	1.4	19
<i>Zenaida auriculata</i>	0.7	10	8.3	46	14.9	61
<i>Columba livia</i>	0.4	2	1.1	9	6.7	27
<i>Pseudoseisura lophotes</i>	1.1	18	1.3	20	0.5	9
<i>Milvago chimango</i>	1.3	20	1.6	21	0.2	2
<i>Phytotoma rutila</i>	2.2	40	0.3	5	0	0
<i>Mimus saturninus</i>	1	13	0.2	2	0	0

16 especies tolerantes urbanas frecuentes, 11 (*Furnarius rufus*, *Molothrus bonariensis*, *Myiopsitta monachus*, *Passer domesticus*, *Patagioenas maculosa*, *Turdus amaurochalinus*, *Turdus rufiventris*, *Machetornis rixosa*, *Sicalis flaveola*, *Zenaida auriculata*, *Columba livia*) predominaron en las matrices más urbanizadas. De las restantes cinco especies, *Pitangus sulphuratus* tuvo igual densidad en las tres matrices ('generalista de matriz') y *Colaptes melanochloros*, *Columbina picui*, *Pseudoseisura lophotes* (predominaron en MP-MS) y *Troglodytes aedon* (en MP) no cumplieron con las predicciones de la HTU. La única especie evasora urbana frecuente (*Vanellus chilensis*) predominó en las matrices alejadas del centro. Por último, una de las mixtas (*Milvago chimango*) prevaleció en MP-MS, y las otras (*Phytotoma rutila*, *Mimus saturninus*) en MP. En resumen, el 100% (11) de las especies frecuentes que predominaron en las zonas más urbanizadas fueron tolerantes urbanas y ninguna de las cuatro especies frecuentes evasoras o mixtas prevaleció en el centro de la ciudad (Tabla 3). Además, excepto *Tyrannus melancholicus*, ninguna de las siete especies evasoras urbanas infrecuentes u ocasionales fue registrada en MU (Tabla 2).

La abundancia total en la MU sólo fue superior a la abundancia de la MP en una ocasión y nunca superó a la de MS (Tabla 5). En nuestros muestreos en parques se

Tabla 5. Resultados de modelos lineales generalizados mixtos, con distribución de errores de Poisson, que examinan si la abundancia total de aves y la riqueza difiere entre matrices, i.e., MU,MS, MP, en estaciones reproductivas (ER) y no reproductivas (ENoR). EE: error estándar.

Table 5. Results from generalized linear mixed models, with Poisson error distribution, testing whether total bird abundance and richness differs between matrixes, i.e., MU, MS, MP, in breeding (ER) and non-breeding (ENoR) seasons. EE: standard error.

Época, año, modelo, ajustado y efectos	Estimación	EE	Z	P
ENoR 2017 abundancia~matrices+(1 parque/transecta) Intercepto (MU)	4.07	0.1	22	<0.001
MP	-0.37	0.2	-1.4	0.14
MS	0.26	0.2	1	0.3
ER 2017 abundancia~matrices+(1 parque/transecta) Intercepto (MU)	4.72	0.1	38	<0.001
MP	-0.72	0.1	-4.1	<0.001
MS	-0.19	0.1	-1.1	0.25
ENoR 2018 abundancia~matrices+(1 parque/transecta) Intercepto (MU)	4.17	0.1	23.9	<0.001
MP	-0.38	0.2	-1.6	0.1
MS	-0.26	0.2	-1	0.28
ER 2018 abundancia~matrices+(1 parque/transecta) Intercepto (MU)	4.48	0	53.6	<0.001
MP	-0.09	0.1	-0.8	0.4
MS	0.2	0.1	1.7	0.08
ENoR 2017 riqueza~matriz+(1 parque/transecta) Intercepto (MS)	1.95	0.1	18.2	<0.001
MP	-0.26	0.1	-1.7	0.08
MU	-0.3	0.1	-1.9	0.05
ER 2017 riqueza~matriz+(1 parque/transecta) Intercepto (MS)	2.05	0	24.3	<0.001
MP	-0.08	0.1	-0.7	0.46
MU	-0.08	0.1	-0.6	0.5
ENoR 2018 riqueza~matriz+(1 parque/transecta) Intercepto (MS)	1.77	0	20.4	<0.001
MP	-0.13	0.1	-1	0.28
MU	-0.18	0.1	-1.4	0.15
ER 2018 riqueza~matriz+(1 parque/transecta) Intercepto (MS)	2.27	0	36	<0.001
MP	-0.03	0	-0.4	0.66
MU	-0.33	0	-3.4	<0.001

precisaron 14-16 especies para incluir el 100% de los individuos de MU, 16-18 de MS y 16-19 de MP (Tabla 3). Respecto a la HPI, los modelos mostraron que la riqueza calculada sobre las 39 especies fue mayor en MS que en MU en sólo dos ocasiones y nunca superó a la de MP (Tabla 5). En la MS convivieron especies características de la ciudad y de la matriz semi-natural, pero a pesar de ello, la riqueza de especies no fue usualmente mayor en MS (Tabla 2). Por último, ni los coeficientes de variación de la riqueza de especies ni los índices de similitud de composición de Bray-Curtis fueron más estables entre estaciones o años en MU que en las otras matrices (Tabla 6).

Tabla 6. Variabilidad estacional (ENoR-ER) e interanual (2017-2018) de ensamblajes de aves en matrices (i.e., MP, MS, MU). El Coeficiente de variación (CV) expresa la variabilidad en riqueza y el índice de similitud de Bray-Curtis (C_N), la variabilidad en composición. Los valores de P (ns: no significativo) corresponden a pruebas de Kruskal-Wallis (H). Los números son medias por parque \pm EE.

Table 6. Seasonal (ENoR-ER) and interannual (2017-2018) variability of bird assemblages in matrixes (i.e., MP, MS, MU). Coefficient of variation (CV) expresses variability in richness and Bray-Curtis similarity index (C_N), variability in composition. P values (ns: not significant) correspond to Kruskal-Wallis (H) tests. Numbers are means per park \pm SE.

Variable	MP	MS	MU	H
$CV_{\text{ENoR-ER 2017}}$	0.21 \pm 0.03	0.18 \pm 0.03	0.20 \pm 0.03	0.87ns
$CV_{\text{ENoR-ER 2018}}$	0.21 \pm 0.05	0.27 \pm 0.04	0.20 \pm 0.04	0.67ns
$C_{\text{N ENoR-ER 2017}}$	0.48 \pm 0.04	0.53 \pm 0.09	0.44 \pm 0.05	3.75ns
$C_{\text{N ENoR-ER 2018}}$	0.35 \pm 0.04	0.47 \pm 0.04	0.34 \pm 0.05	3.60ns
$CV_{\text{ENoR 2017-2018}}$	0.26 \pm 0.03	0.25 \pm 0.04	0.24 \pm 0.03	0.73ns
$CV_{\text{ER 2017-2018}}$	0.16 \pm 0.13	0.20 \pm 0.03	0.18 \pm 0.04	0.22ns
$C_{\text{N ENoR 2017-2018}}$	0.58 \pm 0.04	0.52 \pm 0.05	0.56 \pm 0.05	1.89ns
$C_{\text{N ER 2017-2018}}$	0.41 \pm 0.06	0.60 \pm 0.06	0.50 \pm 0.06	4.35ns

DISCUSIÓN

Los rasgos biológicos que permitieron caracterizar a las aves en tolerantes y evasoras urbanas tuvieron una considerable capacidad de predecir su distribución en el AMM. Entre las especies frecuentes, el 70% de las tolerantes urbanas y el 100% de las evasoras urbanas alcanzó mayor densidad en las matrices más y menos urbanizadas, respectivamente. Del mismo modo, las especies infrecuentes u ocasionales evasoras urbanas fueron observadas en las zonas menos urbanizadas, y las especies mixtas nunca fueron más abundantes en el centro de la ciudad. Estos resultados constituyen evidencia a favor de la Hipótesis de la Tolerancia a la Urbanización (HTU) y confirman, en este caso para aves

urbanas, la capacidad explicativa y predictiva del enfoque basado en rasgos biológicos (Sagarío et al. 2020).

Sólo cuatro especies tolerantes urbanas (*C. melanochloros*, *C. picui*, *P. lophotes*, *T. aedon*) mostraron el patrón opuesto de ocupación del hábitat al predicho por HTU, prefiriendo áreas suburbanas y periurbanas. Desafiando el valor predictivo de los rasgos biológicos, *C. melanochloros*, *C. picui* y *T. aedon* son más abundantes también en la periferia de otras ciudades de la Argentina (Leveau et al. 2017; Benítez et al. 2021).

La distinción entre especies tolerantes y evasoras urbanas permitió reconocer dos filtros en el gradiente de urbanización. Uno 'regional' —a nivel del AMM en general— en el que prevalecieron especies frecuentes tolerantes urbanas (16) y hubo pocas especies evasoras y mixtas frecuentes (4). Este resultado sugiere un efecto extendido de la urbanización y de la presencia humana sobre las especies frecuentes aun en los parques de las zonas periféricas de la ciudad. El otro filtro, 'local', se ubicó dentro del gradiente de urbanización, entre las zonas muy edificadas y las suburbanas-periurbanas. Se verificó tanto por la prevalencia de tolerantes urbanas frecuentes en la MU como por el bajo registro de especies evasoras urbanas tanto frecuentes como infrecuentes en los parques de la MU. Muestreos en parques (los cuales supuestamente atemperan el efecto del 'tipo de matriz') llevados a cabo dentro de un gradiente de urbanización restringido permitieron detectar ambos filtros ambientales a partir de la selección del hábitat de especies con los rasgos biológicos apropiados.

A diferencia de los estudios en los que los muestreos se realizan sobre calles urbanas, la abundancia total de aves en los parques de MU del AMM no fue mayor que en otras matrices. Además, mientras que en los parques de la MU hubo unas 14-16 especies en cada muestreo, en las calles urbanas de ciudades pampeanas se suelen registrar hasta tres especies muy dominantes (Leveau et al. 2017; Curzel and Leveau 2021). En Mar del Plata, la proporción de *C. livia* + *P. domesticus* es menor en los parques (30-33%) (Leveau and Leveau 2016) que en las calles (70%) (Leveau et al. 2017). En nuestros parques de MU, *C. livia* + *P. domesticus* nunca superaron el 16%, pero en muestreos hechos en calles céntricas de tres ciudades pampeanas sumaron 40-84% (Leveau et al. 2017). Los resultados en

el AMM, contrarios a las expectativas de la HTC, sugieren que las plazas y parques de los centros muy urbanizados atenúan algunos de los efectos más drásticos de la urbanización (Croci et al. 2008b; Carbó-Ramírez and Zuria 2011).

La evidencia no apoyó nuestra predicción derivada de la HPI porque la riqueza de especies en MS no fue sistemáticamente superior a la riqueza en MP y MU, el mismo patrón que Clergeau et al. (2002) hallaron en parques urbanos, suburbanos y periurbanos de tres ciudades de Francia. Si bien en la MS del AMM coexisten especies frecuentes e infrecuentes, tolerantes, evasoras urbanas y mixtas, el número total de especies usualmente no superó al de otras matrices. Es probable que ello se deba a que un ecotono dentro del gradiente es más restringido en su tamaño y en sus efectos que los ecotonos entre las ciudades y la matriz semi-natural.

La riqueza y composición de especies en MU no fue temporalmente más estable que en MS y MP. Nuestro estudio se suma a otros que muestran efectos nulos de la urbanización en la estabilidad temporal de la riqueza (Leveau and Leveau 2012) o de la composición de especies (Catterall et al. 1998; Barret et al. 2008). La estabilidad temporal de los parques del AMM podría deberse a que se gestionan de manera similar durante todo el año (Stocco et al. 2017), brindando relativa estabilidad de recursos a las especies dominantes residentes, independientemente de la matriz donde se encuentren (Murgui 2007). Nuestros resultados no descartan un efecto estabilizador de la urbanización sobre los ensamblajes de aves a nivel del AMM en general, si se los comparase con los ensamblajes de la matriz natural y semi-natural

circundante, sino que más bien enfatizan la necesidad de evaluar los patrones a diferentes escalas para alcanzar una comprensión cabal del efecto de la urbanización.

El uso de hipótesis *a priori* sobre la capacidad de las especies de responder a perturbaciones ambientales permite predecir esas respuestas fundándose tanto en conocimiento teórico (e.g., sobre comportamiento) como empírico (e.g., patrones que se repiten en diferentes ciudades) (Marone et al. 2019; Sagarío et al. 2020). Es esencial afianzar la capacidad explicativa y predictiva de la ecología urbana porque al menos las ciudades pequeñas y medianas continuarán expandiéndose en los países en desarrollo (Carbó-Ramírez and Zuria 2011). Nuestro enfoque permitió predecir la ocupación espacial de numerosas especies, explicar esa distribución e identificar los filtros ambientales que actúan sobre los rasgos biológicos más destacados. Por otra parte, constatamos que en los parques céntricos parecen atenuarse los efectos de las calles céntricas; en esos parques, el ensamble suele parecerse más bien al registrado en otros estudios en calles suburbanas (y no al de calles céntricas). Por ello, los espacios verdes urbanos deberían ser considerados una prioridad en los planes de desarrollo de las ciudades (Carbó-Ramírez and Zuria 2011).

AGRADECIMIENTOS. Agradecemos a Claudia Campos, Susana Bravo, Agustín Zarco y a dos revisores anónimos por sus comentarios y sugerencias. El trabajo fue financiado por un proyecto 2016-2018 de la Secretaría de Investigación, Internacionales y Posgrado de la UNCuyo, y por FONCyT, ANPCyT (Pict 2019 03217). Contribución 116 del Grupo de Investigación en Ecología de Comunidades de Desierto (ECODES).

REFERENCIAS

- Barrett, K., C. M. Romagosa, and M. I. Williams. 2008. Long-term bird assemblage trends in areas of high and low human population density. *Research Letters in Ecology* 2008:202606. <https://doi.org/10.1155/2008/202606>.
- Bellocoq, M. I., L. M. Leveau, and J. Filloy. 2017. Urbanization and Bird Communities: Spatial and Temporal Patterns Emerging from Southern South America. Pp. 35-54 *en* E. Murgui and M. Hedblom (eds.). *Ecology and conservation of birds in urban environments*. Springer, Heidelberg. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-43314-1>.
- Benítez, J., A. C. Pizarro, P. Blazina, and M. V. Lencinas. 2021. Response of bird communities to native forest urbanization in one of the southernmost city of the world. *Urban Forestry and Urban Greening* 58:126887. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126887>.
- Cabrera, A. L. 1976. Regiones fitogeográficas argentinas. Pp. 1-85 *en* Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería. Tomo II. Fascículo 1. Acme, Buenos Aires.
- Carbó-Ramírez, P., and I. Zuria. 2011. The value of small urban greenspaces for birds in a Mexican city. *Landscape Urban Planning* 100:213-222. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.12008>.
- 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](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(97)00076-1).
- Clergeau, P., J. Jokimäki, and J. P. Savard. 2002. Are urban bird communities influenced by the bird diversity of adjacent landscapes? *Journal of Applied Ecology* 38:1122-1134. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2001.00666.x>.

- Conole, L. E., and J. B. Kirkpatrick. 2011. Functional and spatial differentiation of urban bird assemblages at the landscape scale. *Landscape and Urban Planning* 100:11-23. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.11.007>.
- Connell, J. H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199:1302-1310. <https://doi.org/10.1126/science.199.4335.1302>.
- Croci, S., A. Butet, and P. Clergeau. 2008a. Does urbanization filter birds on the basis of their biological traits? *Condor* 110:223-240. <https://doi.org/10.1525/cond.2008.8409>.
- Croci, S., A. Butet, A. Georges, R. Aguejidad, and P. Clergeau. 2008b. Small urban woodlands as biodiversity conservation hot-spot: a multi-taxon approach. *Landscape Ecology* 23:171-1186. <https://doi.org/10.1007/s10980-008-9257-0>.
- Curzel, F. E., and L. M. Leveau. 2021. Bird taxonomic and functional diversity in three habitats of Buenos Aires City, Argentina. *Birds* 2:217-229. <https://doi.org/10.3390/birds2020016>.
- De la Peña, M. R. 2011. Observaciones de campo en la alimentación de las aves. *Revista de Conservación Biológica. Edición especial*. ISSN 1851-6033 N° 13.
- De la Peña, M. R. 2013. Nidos y reproducción de las aves argentinas. Ediciones Biológica. Serie Naturaleza, Conservación y Sociedad N° 8. Santa Fe, Argentina.
- De la Peña, M. R. 2015a. *Aves Argentinas. Tomo 1*. Eudeba y Ediciones Universidad Nacional del Litoral, Buenos Aires y Santa Fe. ISBN 978-987-657-986-5.
- De la Peña, M. R. 2015b. *Aves Argentinas. Tomo 2*. Eudeba y Ediciones Universidad Nacional del Litoral, Buenos Aires y Santa Fe. ISBN 978-987-657-986-5.
- Filloy, J., S. Grosso, and M. I. Bellocq. 2015. Urbanization altered latitudinal patterns of bird diversity-environment relationships in the southern Neotropics. *Urban Ecosystem* 18:777-791. <https://doi.org/10.1007/s11252-014-0429-1>.
- Garaffa, P. I., J. Filloy, and M. I. Bellocq. 2009. Bird community responses along urban-rural gradients: Does the size of the urbanized area matter? *Landscape and Urban Planning* 90:33-41. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.10.004>.
- Gorosito, C. A., and V. Cueto 2020. Do small cities affect bird assemblages? An evaluation from Patagonia. *Urban Ecosystems* 23:289-300. <https://doi.org/10.1007/s11252-019-00915-0>.
- Indec. 2011. Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas, D.E.I.E.
- Kark, S., A. Iwaniuk, A. Schalmitzeka, and E. Banker. 2007. Living in the city: can anyone become an 'urban exploiter'? *Journal of Biogeography* 34:638-651. <https://doi.org/10.1111/j.1365-699.2006.01638.x>.
- Leveau, C. M., and L. M. Leveau. 2012. The role of urbanization and seasonality on the temporal variability of bird communities. *Landscape and Urban Planning* 106:271-276. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.03.008>.
- 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., and C. M. Leveau. 2016. Does urbanization affect the seasonal dynamics of bird communities in urban parks? *Urban Ecosystems* 19:631-647. <https://doi.org/10.1007/s11252-016-0525-5>.
- Leveau, L. M., M. Kaisanlathi-Jokimäki, and J. Jokimäki. 2017. Scale dependence of biotic homogenisation by urbanisation: a comparison of urban bird communities between central Argentina and northern Finland. *European Journal of Ecology* 3(2):1-18. <https://doi.org/10.1515/eje-2017-0011>.
- 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* 10:34. <https://doi.org/10.1186/s13717-021-00302-8>.
- Lopez de Casenave, J. 2001. Estructura gremial y organización de un ensamble de aves del Desierto del Monte. Tesis Doctoral. Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina. Biblioteca digital FCEN-UBA. Pp. 116. URL: digital.bl.fcen.uba.ar.
- Marone, L., J. Lopez de Casenave, and R. González del Solar 2019. The synthetic thesis of truth helps mitigate the 'reproducibility crisis' and is an inspiration for predictive ecology. *Valparaíso Journal of Humanities* 14:366-373. <https://doi.org/10.22370/rhv2019iss>.
- Morello, J. 1958. La Provincia Fitogeográfica del Monte. *Opera Lilloana* 2:1-155.
- Murgui, E. 2007. Effects of seasonality on the species-area relationship: a case study with birds in urban parks. *Global Ecology and Biogeography* 16:319-329. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2006.00304.x>.
- Narosky, T., and D. Yzurieta. 2010. Guía para la Identificación de las Aves de Argentina y Uruguay. 16ª edición. Vázquez Mazzini. Buenos Aires, Argentina.
- Sagarío, M. C., V. R. Cueto, A. Zarco, R. G. Pol, and L. Marone 2020. Predicting how seed-eating passerines respond to cattle grazing in a semi-arid grassland using seed preferences and diet. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 289:106736. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106736>.
- Shochat, E. 2004. Credit or debit? Resource input changes population dynamics of city-slicker birds. *Oikos* 106:622-626. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2004.13159.x>.
- Shochat, E., P. Warren, S. Faeth, N. McIntyre, and D. Hope. 2006. From patterns to emerging processes in mechanistic urban ecology. *Trends in Ecology and Evolution* 21:186-191. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.11.019>.
- Stocco, S., M. A. Cantón, and E. Correa. 2017. Espacios verdes en ciudades de zonas áridas. Diagnóstico de la situación actual de plazas de la ciudad de Mendoza, Argentina. *Cuaderno Urbano. Espacio, Cultura, Sociedad* 23:061-084. ISSN 1666-6186. <https://doi.org/10.30972/crn.23232689>.
- Team RC. 2016. R: a language and environment for statistical computing. Vienna, Austria, R Foundation for Statistical Computing.