

Riqueza de aves a lo largo de un gradiente de urbanización en la ciudad de Buenos Aires

Ana FAGGI^{1,2} & Pablo V. PERPELIZIN¹

¹Universidad de Flores, Facultad de Ingeniería. Av. Nazca 274, (C.P.1406), Buenos Aires.
Tel.: 4613-3636, Fax: 4611-4800. ²Museo de Ciencias Naturales «Bernardino Rivadavia», Buenos Aires – CONICET. E-mail: afaggi@macn.gov.ar

Abstract: Bird richness along an urbanization gradient in Buenos Aires city. The bird composition, richness and foraging guilds along an E-W urbanization gradient in Buenos Aires city is analysed. The gradient included six green areas where 49 birds have been recorded, 91,8 % of them eco-regional natives. Bird richness was related to local characteristics of parks, like floristic composition, tree coverage and diversity, roads proximity and water bodies. Land uses in percentage of coverage for the surroundings of each park were also considered. The results suggest that green areas located at different levels of urbanization represent important habitats for native birds. The pattern of bird richness does not conform to the traditional urban- to -rural gradient studies. Richness shows higher values at both extremes of the urbanization gradient. Especially for bird similarity, the distance to the «centric» area does not affect much their value. The number of different habitats present in each park was a suitable indicator for bird richness. Also the quality of the surroundings is an important feature to be taken into account.

Key words: birds, richness, parks, city, urbanization gradient.

La concentración de la población en las grandes ciudades, la expansión de las ciudades en zonas geográficamente más amplias y el rápido crecimiento de las megalópolis se encuentran entre las transformaciones más importantes de los asentamientos humanos. La urbanización desencadena una serie de procesos como deforestación, cambios en el uso de la tierra, desarrollo de actividades antropogénicas, variaciones en los elementos del paisaje, etc. Es un fenómeno a escala global, y Latinoamérica, la región donde el mismo es más notorio. En Argentina en particular, el 89,3 % de su población es urbana (INDEC, 2001).

Alberti *et al.* (2003) consideran a la ciudad como un fenómeno emergente con interacciones biofísicas y socio-económicas y donde el todo es más que la suma de las partes. Cada elemento contribuye pero no domina, ni controla la forma y comportamiento del todo. A medida que la urbanización avanza, se observan innumerables efectos como concentración de las actividades económicas en zonas céntricas, agrupamiento y desarrollo industrial y comercial, gran generación de residuos sólidos urbanos, entre otros. Algunos, son llamativos y recurrentes en casi todos los conglomerados urbanos.

En los estudios de ecología urbana se reconocen dos enfoques principales. En un caso, se estudian hábitats nativos inmersos dentro de la trama urbana para cuantificar y describir la biodiversidad en esos fragmentos. El segundo enfoque es analizar gradientes. En éste los muestreos de flora y fauna se realizan desde la centralidad hacia la periferia a lo largo de gradientes urbanos-suburbanos-rurales, asumiendo la teoría del continuum, donde el disturbio está relacionado a la distancia del área núcleo (Mc Donnell *et al.*, 1997; Porter *et al.*, 2001). La mayoría de los resultados indican que los usos urbanos tienen efectos negativos en la presencia y abundancia de especies nativas (Blair & Launer, 1997; Blair, 1999; Faggi *et al.*, 1998). Sin embargo, Alberti *et al.* (2002) señalan que este modelo concéntrico es inadecuado para representar la heterogeneidad de formas y estructuras urbanas no siempre concéntricas y aconsejan relacionar las condiciones ecológicas con patrones como por ejemplo, formas urbanas, intensidad de uso del suelo, heterogeneidad o conectividad.

De acuerdo al disturbio e intensidad de la actividad humana, las especies de flora y fauna en los ambientes urbanos varían en composición y proporciones al beneficiarse o excluirse. Esta

variación puede ser cuantificada por índices de disturbio o falta de naturalidad. En algunos casos se puede determinar la RUDERALIDAD (habilidad de la planta a sobrevivir condiciones de disturbio), HEMEROBIA (una medida del impacto humano), URBANIDAD (proporción de espacio urbano vecino al área muestreada), ANUALIDAD (proporción de especies anuales), XENICIDAD (proporción de especies exóticas) (Kowarik, 1999; Hill *et al.*, 2002).

En relación a las aves que habitan en grandes ciudades, las condiciones ambientales reinantes producen cambios en las comunidades. La urbanización favorece sólo a unas pocas especies y perjudica a muchas otras, generando diferencias notorias en la composición de aves de ambientes urbanos en relación a las del entorno natural (Chace & Walsh, 2004). Blair (1999) y Blair & Launer (1997) argumentan que en las ciudades las aves nativas disminuyen y las exóticas invasoras llegan a representar más del 80 % del total. Muchos autores observan que, la riqueza de aves en las zonas urbanas es normalmente menor a la de los hábitats nativos periféricos (Chace & Walsh, 2004). Según Lancaster & Rees (1979) la urbe tiende a favorecer a los gremios de aves granívoras, omnívoras y a las que nidifican en cavidades. También a las aves de mayor tamaño y a un aumento de la biomasa. Además, los hábitats urbanos son frecuentados por una cantidad superior de rapaces (Cringan & Horak 1989).

Para Buenos Aires, existen inventarios de aves de la ciudad en su conjunto (Narosky & Henschke, 2005) y de distintas zonas de la misma, (Montaldo & Claver, 1986; Narosky *et al.*, 1996; Zelaya & Pérez, 1998; Landolfi & Pérez, 2003). De ellos surge que en la ciudad de Buenos Aires viven 223 especies, alcanzando el 62 % de lo citado para la Provincia (Darrieu & Camperi, 2001). En estos trabajos de inventario no se relaciona la riqueza de aves observada con características del hábitat urbano.

El presente trabajo analiza la composición de aves en espacios verdes ubicados a lo largo de un gradiente de urbanización en un sector de la Ciudad de Buenos Aires. La presencia de aves se relaciona con características internas de los parques y con cualidades de áreas circundantes.

MATERIAL Y METODOS

Área de Estudio

Se estudió la composición de aves en cinco áreas verdes a lo largo de un gradiente urbano de E-O (Fig. 1), definido como distancia al área fundacional de la ciudad. Los espacios verdes

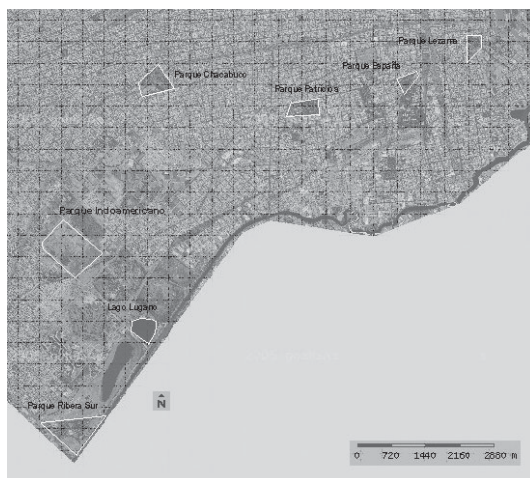


Fig. 1. Área de estudio detallando sus espacios verdes (Gov. Bs. As. 2005).

comprenden parques: Lezama (PL), Patricios (PP), Chacabuco (PC), Indoamericano (PI), plazas España (PE) y un área recreativa, Parque Ribera Sur (RS). Esta última incluye también al Lago Lugano, lindante al predio. La cubierta vegetal está compuesta de árboles, arbustos, céspedes y especies florales, en su mayoría especies exóticas (Faggi & Milesi, 2003). En la zona céntrica de la ciudad, las áreas verdes son enclaves dentro de una matriz de edificación densa con escasos espacios abiertos. Esta condición va cambiando hacia el oeste donde, para el parque Indoamericano y Ribera Sur, los espacios abiertos predominan sobre los edificados.

Muestreo

Los datos de composición de las aves se obtuvieron mediante la identificación directa visual o auditiva de las especies. Los avistajes se realizaron con prismáticos. Para la identificación de las especies se consultó la obra de Narosky & Izurieta (1987). El método de observación fue de muestreo completo de los parques sin recorrido preestablecido, tomando en cuenta los diferentes hábitats. Las tareas de campo se llevaron a cabo durante la primavera y verano de 2003, abarcando la temporada reproductiva de casi todas las especies, época en la cual emiten frecuentes cantos y llamadas. Los puntos de muestreo contaron con una única jornada de observación, siendo imprecisa en la determinación del número total de especies presentes en cada uno de los parques debido a las variaciones en la frecuencia y detectabilidad. Siendo la finalidad principal del presente trabajo las variaciones específicas en-

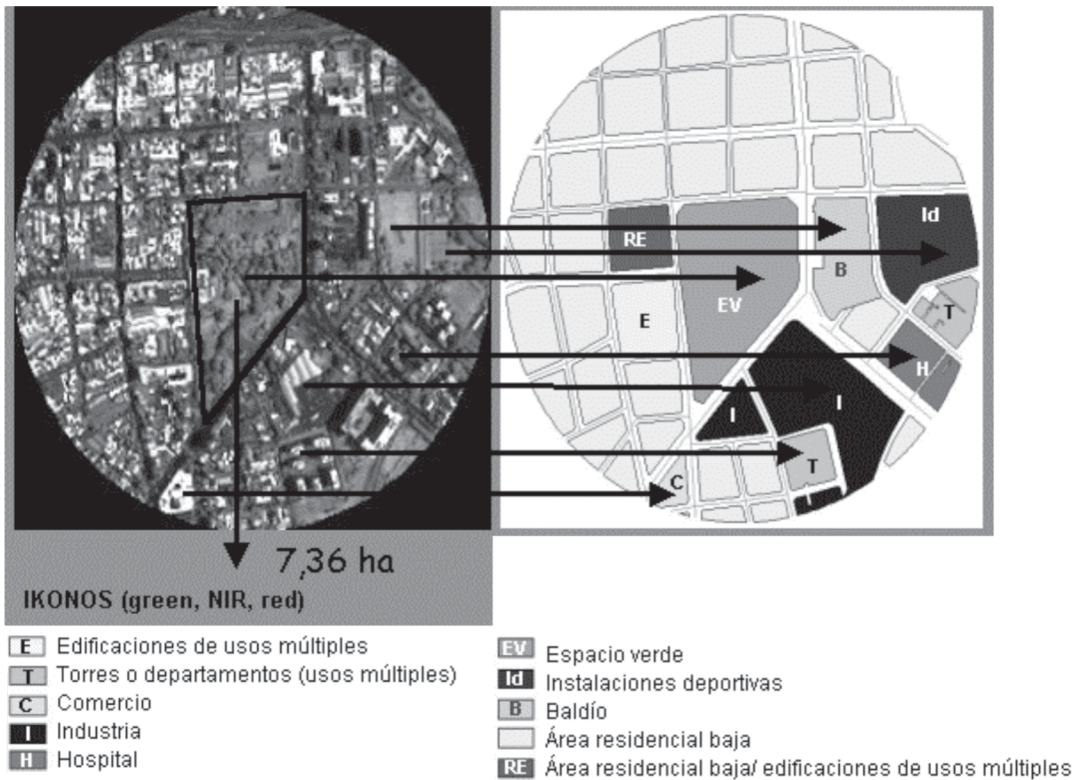


Fig. 2. Parque Lezama y uso de la tierra en el área circundante (Imagen IKONOS).

tre los diferentes espacios verdes y teniendo en cuenta la relación tamaño del parque-tiempo de avistamientos, la probabilidad de detección de las especies presentes es alta. Las observaciones fueron realizadas por la misma persona (PVP) y colaboradores durante la mañana (9:00 AM), coincidiendo con uno de los picos diarios de actividad de las aves. Las especies fueron agremiadas por tamaño: chico (menor de 15 cm), mediano (15-30 cm) y grande (mayor de 30 cm), alimentación (carnívoros/carroñeros, insectívoros, herbívoros/nectívoros, granívoros, omnívoros), tipo (acuáticas, rapaces, parásitas) y hábitos de nidificar en cavidades.

En cada espacio verde se relevó la totalidad de las plantas vasculares. Como indicadores de la calidad de cada EV se consideró: la riqueza de plantas nativas ponderada por área estudiada (BiN), el porcentaje de cobertura arbórea (TREC), así como la diversidad de árboles (BTRE) calculada como el cociente entre abundancia y logaritmo natural del área verde. Se consideró la calidad de hábitat circundante a los espacios verdes, medida en porcentajes de la superficie cubierta por los distintos tipos de uso de la tierra. Estos se definieron por análisis de una imagen satelital

IKONOS y corroborados en el terreno. Las categorías consideradas fueron: residencial (RESI), abarcando áreas residenciales bajas, edificaciones de usos múltiples, torres y departamentos; industrial (INDU); de servicios (SERV), conteniendo instalaciones deportivas, hospitales y comercios; áreas verdes (AVER), parques, plazas, áreas recreativas y baldíos; y vías de tránsito (VIAS). Un ejemplo se muestra en la Fig. 2.

Análisis de los datos

Se calcularon los siguientes índices:

Índice de Biodiversidad (BI): este índice se obtuvo dividiendo la riqueza de aves por el logaritmo natural del área de cada parque (Squeo *et al.*, 1998). El mismo fue calculado para la riqueza total de aves (BIA) y también para los diferentes gremios, debido a que ambos valores son área dependientes.

Para brindar una idea de la *diversidad de hábitats* en cada espacio verde se consideraron las siguientes categorías: forestación municipal con abundante cubierta arbórea de los últimos 30 años, céspedes húmedos, comunidades de hierbas altas, cuerpos de agua (canales y reservorios), vegetación pantanosa, superfi-

cies pavimentadas, muros y suelo desnudo. Se calculó el índice (BHAB) dividiendo el número de los diversos hábitats por el logaritmo natural del área.

Se utilizó el Índice de Sørensen para calcular cuán similares son los espacios verdes según la composición de aves. Este coeficiente de *similitud* se calcula como el cociente entre el duplo de especies compartidas por dos áreas dividido por la suma del número total de especies de cada área. El valor 0 indica disimilitud entre áreas muestreadas, al no compartir especies entre ambas, 1 indica similitud total. Valores intermedios se consideran como: 0-0,25 baja similitud (B); 0,26-0,50 moderada (M); 0,51-0,75 alta (A) y 0,76-1 similitud total (T) (Ratcliff, 1993).

RESULTADOS

Los espacios verdes relevados con 8,22 % (164,33 ha) de la superficie capitalina (2.000 ha) preservan el 22 % de la riqueza total de aves citada para Buenos Aires (Tabla 1).

En los espacios verdes se registró un total de 49 especies de aves. Casi un noventa y dos por ciento son especies nativas de la región que nidifican en el área de la Ciudad de Buenos Aires, exceptuando la Gaviota cocinera que no cuenta con registro de nidificación y el Pecho colorado de nidificación dudosa (Narosky & Henschke, 2005). Las especies exóticas observadas fueron: el Estornino pinto, de reciente introducción, el Ñanday, el Gorrión y la Paloma doméstica (Tabla 2). Siete especies -todas nativas- alcanzan una frecuencia de 100%. Cincuenta y cinco por ciento de las aves sólo se observaron restringidas a un espacio verde en particular.

El porcentaje de especies exóticas de aves fue de un 20 % en *Parque Lezama* (cerca al área fundacional de la ciudad), proporción que disminuyó hacia el oeste. En el área recreativa de *Ribera Sur* y la zona cercana del *Lago Lugano* la totalidad de las aves eran nativas.

Desde el punto de vista de la composición de aves los parques alcanzan índices de similitud altos (Tabla 3), salvo en *Ribera Sur*, donde la mayoría de las especies observadas son características de ambientes acuáticos, componente que determina que la similitud alcance valores medios.

La Fig. 3 muestra que la diversidad, reflejada por el índice, aumenta hacia ambos extremos del gradiente de urbanización. Los valores más bajos corresponden a los parques *Patricios* (4,39) y *Chacabuco* (5,63).

Tabla 1: Área y parámetros de riqueza y diversidad de los sitios muestreados. Parques: Lezama (PL), Patricios (PP), Chacabuco (PC), Indioamericano (PI). Plaza España (PE). Área recreativa Parque Ribera Sur (RS).

	EV rodeado por urbanización muy densa.				EV rodeado por urbanización abierta.	
	PL	PE	PP	PC	PI	RS
Área (ha)	7,36	5,78	15,41	24,41	55,92	38,43
Nº de plantas vasculares	91	113	109	182	102	102
Índice de biodiversidad de plantas	46	64	40	56	25	28
Nº de aves	15	13	12	18	30	30
Índice de biodiversidad de aves	7,51	7,41	4,39	5,63	7,46	7,47
Índice de diversidad de hábitats dentro de cada parque	100	114	73	94	124	164

Para analizar la posible influencia del gradiente de urbanización en la composición de especies, se grafican (Fig. 4) los índices de similitud provenientes de la comparación de cada espacio verde con el *Parque Lezama*, ubicado en el área céntrica (posición cero del gráfico). Salvo en la comparación PL-PE, los índices disminuyen con el gradiente centro-periferia.

En los espacios verdes ubicados en el sector más densamente edificado de la ciudad (hacia el E) el número de gremios alcanza a cinco. Allí son importantes las especies que nidifican en cavidades y también los omnívoros. El número de gremios aumenta a 8 hacia el oeste, en los espacios verdes rodeados por grandes espacios abiertos. Aparecen las acuáticas, las rapaces y las carnívoras-carroñeras (Fig. 5), aumentando la cantidad y composición de gremios hacia la zona periurbana.

En todos los sitios muestreados predominan las especies de tamaño mediano. En el centro es donde esta proporción es más conspicua. Las aves de mayor tamaño prefieren los espacios verdes del sector menos urbanizado ubicado al oeste.

El índice de diversidad de aves muestra una correlación positiva significativa ($P < 0,05$) con la diversidad de hábitats (0.826) dentro de cada

Tabla 2: Composición de especies de aves por frecuencia de observación. X: especie vista o escuchada, e: en gris especie exótica

Índice de Biodiversidad de aves		7,51	7,41	4,39	5,63	7,46	7,47
Nº	Presencia de especies / Parques muestreados	PL	PE	PP	PC	PI	RS
1	Paloma picazuró, <i>Columba picazuro</i>	X	X	X	X	X	X
2	Torcaza, <i>Zenaida auriculata</i>	X	X	X	X	X	X
3	Cotorra, <i>Myiopsitta monacha</i>	X	X	X	X	X	X
4	Hornero, <i>Furnarius rufus</i>	X	X	X	X	X	X
5	Benteveo, <i>Pitangus sulphuratus</i>	X	X	X	X	X	X
6	Zorzal colorado, <i>Turdus rufiventris</i>	X	X	X	X	X	X
7	Tordo renegrido, <i>Molothrus bonariensis</i>	X	X	X	X	X	X
8	Paloma doméstica, <i>Columba livia</i>	Xe	Xe	Xe	Xe	Xe	
9	Picabuey, <i>Machetornis rixosus</i>	X		X	X	X	X
10	Gorrión, <i>Passer domesticus</i>	Xe	Xe	Xe	Xe	Xe	
11	Chingolo, <i>Zonotrichia capensis</i>	X		X	X	X	X
12	Torcacita común, <i>Columbina picui</i>		X		X	X	X
13	Calandria grande, <i>Mimus saturninus</i>	X		X		X	X
14	Golondrina doméstica, <i>Progne chalybea</i>		X		X	X	
15	Golondrina ceja blanca, <i>Tachycineta leucorrhoa</i>	X			X	X	
16	Tordo músico, <i>Molothrus badius</i>	X	X			X	
17	Carancho, <i>Polyborus plancus</i>					X	X
18	Tero común, <i>Vanellus chilensis</i>					X	X
19	Carpintero campestre, <i>Colaptes campestris</i>					X	X
20	Ratona común, <i>Troglodytes aedon</i>		X			X	
21	Jilguero dorado, <i>Sicalis flaveola</i>				X	X	
22	Cabecitanegra común, <i>Carduelis magellanica</i>				X	X	
23	Macá común, <i>Podiceps rolland</i>						X
24	Macá grande, <i>Podiceps major</i>						X
25	Biguá, <i>Phalacrocorax olivaceus</i>						X
26	Chiflón, <i>Syrigma sibilatrix</i>					X	
27	Garza blanca, <i>Egretta alba</i>						X
28	Pato sirirí pampa, <i>Dendrocygna viduata</i>					X	
29	Coscoroba, <i>Coscoroba coscoroba</i>						X
30	Cisne cuello negro, <i>Cygnus melancoryphus</i>						X
31	Pato capuchino, <i>Anas versicolor</i>						X
32	Pato zambullidor chico, <i>Oxyura vittata</i>						X
33	Chimango, <i>Milvago chimango</i>						X
34	Gallareta ligas rojas, <i>Fulica armillata</i>						X
35	Gallareta chica, <i>Fulica leucoptera</i>						X
36	Pollona negra, <i>Gallinula chloropus</i>						X
37	Jacana, <i>Jacana jacana</i>						X
38	Gaviota cocinera <i>Larus dominicanus</i>						X
39	Gaviota capucho café, <i>Larus maculipennis</i>						X
40	Ñanday, <i>Nandayus nenday</i>	Xe					
41	Pirincho, <i>Guira guira</i>					X	
42	Picaflor común, <i>Chlorostilbon aureoventris</i>				X		
43	Carpintero real, <i>Colaptes melanolaimus</i>					X	
44	Suirirí real, <i>Tyrannus melancholicus</i>					X	
45	Tijereta, <i>Tyrannus savana</i>					X	
46	Cardenal común, <i>Paroaria coronata</i>						X
47	Estornino pinto, <i>Sturnus vulgaris</i>				Xe		
48	Misto, <i>Sicalis luteola</i>					X	
49	Pecho colorado, <i>Sturnella superciliaris</i>			X			

Tabla 3: Índice de Similitud de Sørensen. Especies totales en *itálica*.
Celdas grises: especies compartidas

PL	PE	PP	PC	PI	RS	
Parque Lezama (PL)	15	0,71 (A)	0,89 (T)	0,73 (A)	0,62 (A)	0,44 (M)
Parque España (PE)	10	13	0,72 (A)	0,71 (A)	0,60 (A)	0,37 (M)
Parque Patricios (PP)	12	9	12	0,73 (A)	0,57 (A)	0,48 (M)
Parque Chacabuco (PC)	12	11	11	18	0,67 (A)	0,42 (M)
Parque Indoamericano (PI)	14	13	12	16	30	0,47 (M)
Parque Ribera Sur (RS)	10	8	10	10	14	30

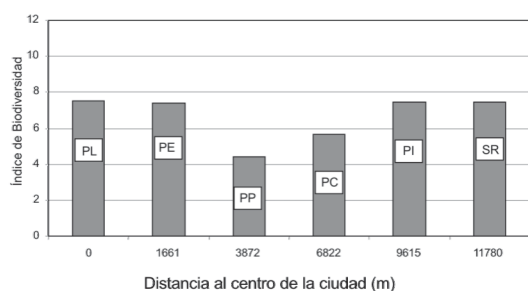


Fig. 3. Índice de Biodiversidad en función de la distancia al centro de la ciudad. Parques: Lezama (PL), Patricios (PP), Chacabuco (PC), Indoamericano (PI). Plaza España (PE), Area recreativa Parque Ribera Sur (RS).

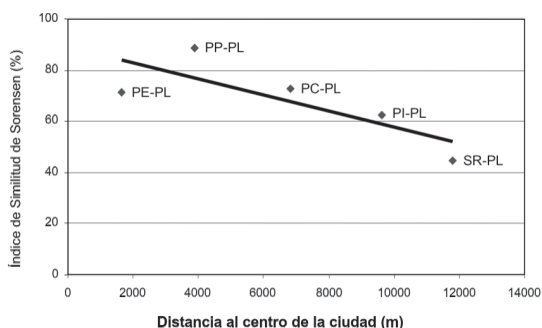


Fig. 4. Índice de Similitud en función de la distancia al centro de la ciudad. Cada uno de los EV se contrasta con el Parque Lezama del área céntrica. Parques: Lezama (PL), Patricios (PP), Chacabuco (PC), Indoamericano (PI). Plaza España (PE). Area recreativa Parque Ribera Sur (RS).

espacio verde y negativa (-0.945) con el uso residencial del área circundante, no encontrándose diferencias estadísticamente relevantes con el resto de las variables estudiadas (Tabla 4).

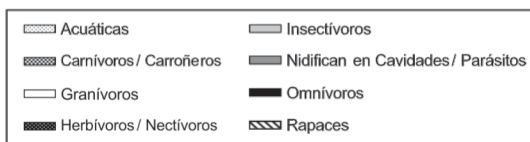
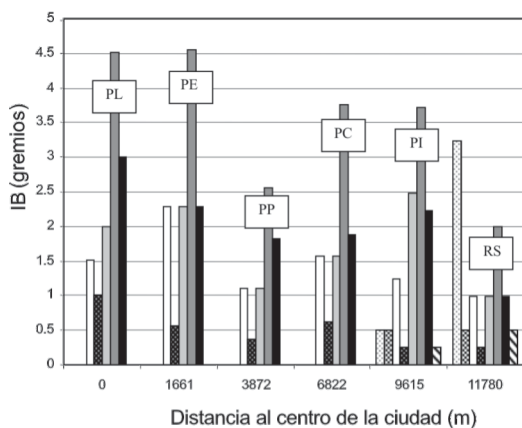


Fig. 5. Índice de gremios en relación a la distancia al centro de la ciudad. Parques: Lezama (PL), Patricios (PP), Chacabuco (PC), Indoamericano (PI). Plaza España (PE). Area recreativa Parque Ribera Sur (RS).

DISCUSION

La riqueza de aves en el área de estudio no sigue el patrón que describen múltiples autores (Lancaster & Rees, 1979; Mc Donnell *et al.*, 1997; Chace & Walsh, 2004) con pérdida de riqueza e incremento de especies exóticas invasoras hacia las zonas de urbanización densa. En el caso estudiado las nativas son conspicuas. Menor representación tienen las especies exóticas, sólo dos de las cuales, la paloma y el gorrión son significativas. Estas especies de áreas abiertas y disturbadas se ven favorecidas por la presencia

Tabla 4: Correlación entre variables cuantitativas. En negrita correlaciones significativas al $P < 0,05$. TREC = Cobertura arbórea, BTRE = Índice de biodiversidad de árboles, BISN = Índice de biodiversidad de plantas nativas, BIB = Índice de biodiversidad de aves, BHAB = Índice de biodiversidad de hábitats dentro del parque. Porcentaje de usos en tierras circundantes: RESI = residencial, INDU = industrial, SERV = servicios, AVER = áreas verdes, VIA = vías de tránsito.

	TREC	BTRE	BISN	BIB	BHAB	RESI	INDU	SERV	AVER	VIA
TREC	1									
BTRE	-0.059	1								
BISN	0.318	0.022	1							
BIB	0.176	0.559	0.033	1						
BHAB	0.156	0.503	0.025	0.826	1					
RESI	-0.294	-0.297	0.081	-0.945	-0.783	1				
INDU	0.489	-0.364	0.226	-0.549	-0.771	0.475	1			
SERV	0.46	0.486	0.569	0.086	-0.164	0.092	0.553	1		
AVER	-0.26	0.327	-0.304	0.533	0.8481	-0.515	-0.947	-0.579	1	
VIA	0.446	0.300	0.822	0.252	-0.028	-0.107	0.415	0.878	-0.501	1

de construcciones, áreas pavimentadas y céspedes (White *et al.*, 2005).

La curva bimodal de riqueza con máximos a ambos extremos del gradiente de urbanización puede explicarse con la teoría de los disturbios intermedios de Connell (1978). En ambos extremos del gradiente, el efecto de encapsulamiento que produce una urbanización densa es menor. El nivel de urbanización registrado en ambos extremos del gradiente es marcadamente diferente, así como la presencia de cambios en los ambientes provocan respuestas distintas. En el E, la presencia de espacios abiertos, representados por las áreas de servicios (Hospitales, Institutos) en los parques Lezama y España, y cercanías a cursos de agua como el Río de la Plata, podrían incrementar la riqueza. En cuanto al extremo W, en el parque Ribera Sur es notoria la contribución de las aves acuáticas a la riqueza del sitio, debido a la presencia del Lago Lugano como una nueva característica estructural. Sin embargo, si excluyéramos las especies observadas en el cuerpo de agua, el índice de biodiversidad de Ribera Sur tendría igual valor a los del parque Chacabuco, desplazándose el segundo máximo de la curva bimodal al parque Indoamericano. Por consiguiente, observamos que la incorporación de nuevas características estructurales como áreas de pastizales amplias, zonas inundadas (Indoamericano), cuerpos de agua artificiales (Ribera Sur) y la cercanía al curso de agua Matanza- Riachuelo, contribuyen al incremento de la riqueza.

La heterogeneidad de hábitats internos de cada parque y el efecto negativo que tiene el predominio del uso residencial de las áreas circun-

dantes son factores determinantes de la riqueza de aves. Cuando esta heterogeneidad aumenta por presencia de cuerpos de agua (canales y reservorios -fuentes, charcos, bebederos), estructura de la vegetación variada- forestación, céspedes húmedos, comunidades de hierbas altas, vegetación pantanosa- así como la presencia de superficies pavimentadas, muros y suelo desnudo, también se incrementa la riqueza de especies. Estos resultados son coincidentes parcialmente con lo observado por Clergeau *et al.* (2001), autores que concluyen que las características internas de los espacios verdes son más importantes que la influencia que tiene en la diversidad, el uso de las áreas circundantes.

Sin embargo en los espacios verdes estudiados, el avance de la urbanización, especialmente reflejado a través del uso residencial de las tierras circundantes, afecta negativamente la presencia de aves. Así opuesto a lo aseverado por Clergeau *et al.* (2001), no es posible desestimar la influencia del uso de las tierras periféricas en la conservación de la avifauna.

La riqueza de aves no pareciera ser dependiente de la cobertura y abundancia arbórea y de la presencia de plantas nativas (cultivadas y espontáneas), contradiciendo conclusiones de numerosos estudios (Mills *et al.*, 1989; Emlen, 1974; Chace & Walsh, 2004) que señalan la importancia de la cobertura vegetal, especialmente la nativa.

La riqueza de aves de espacios verdes situados en el sector de alta densidad de edificación son más similares entre sí, coincidiendo con Blair (2001), Parson *et al.* (2003), quienes encuentran

que zonas densamente edificadas presentan comunidades más homogéneas.

Características del tramado suburbano con amplios espacios abiertos y cuerpos de agua, como es el caso del parque Indoamericano y Ribera Sur, generan condiciones que favorecen a una avifauna no tan uniforme (Melles *et al.*, 2003), llevando los índices de similitud de los espacios verdes suburbanos a medios y altos en relación a áreas rurales cercanas (Ezeiza). Especies muy frecuentes contribuyen a elevar los índices de similitud: 9 son nativas (paloma picazuró, torcaza, cotorra, hornero, benteveo, zorzal colorado, tordo renegrado, picabuey, chingolo) y tan sólo dos (la paloma doméstica y el gorrión), son exóticos. Nuestros resultados son similares a los de White *et al.* (2005), los cuales reportan alta presencia de aves nativas en ambientes urbanos de Australia.

En el área de estudio, la urbanización tiende a favorecer a los granívoros e insectívoros coincidiendo con lo afirmado por Chase & Walsh (2006). Por otro lado, la dominancia de los gremios de omnívoros y de especies que nidifican en cavidades hacia el centro de la ciudad, está relacionada con la capacidad que poseen las especies para adaptarse al ambiente urbano, incorporando nuevas fuentes de alimentación y de nidificación (Lancaster & Rees, 1979). La ausencia de rapaces en el centro de la ciudad puede deberse a la dificultad de estas especies en utilizar sustratos de nidificación nuevos o artificiales, en contraposición a lo observado en ciudades europeas donde las rapaces están allí presentes (Newton, 1979).

La influencia del gradiente de urbanización medido como distancia al centro, se reconoce cuando se considera similitud. Acuáticas y rapaces, observadas hacia el extremo W, son las componentes que aportan a la relativa disimilaridad entre espacios verdes, indicando las primeras, la presencia de los cuerpos de agua, y las segundas mayor oferta de presas.

CONCLUSIONES

El patrón de riqueza de la avifauna en el sector estudiado de la ciudad de Buenos Aires no coincide con los resultados publicados utilizando la metodología del gradiente de urbanización, los cuales señalan pérdida de riqueza hacia el centro de las ciudades y de dominancia de las especies exóticas invasoras. La Ciudad de Buenos Aires cuenta aún con predominio de especies nativas de la región.

El índice de riqueza de aves presenta dos picos hacia ambos extremos del gradiente y es de-

finida por factores internos de los parques como diversidad de hábitats y externos relacionados con el porcentaje de distintos usos del suelo.

AGRADECIMIENTOS

A A. García Albarido, W. Udrizar Sauthier; I. Borges Basualdo, L. A. Guzmán y a H. Sirolli por su colaboración en los relevamientos.

BIBLIOGRAFIA

- Alberti, M., J. Marzluff, E. Shulenberg, G. Bradley, C. Ryan & C. Zumbrunnen. 2003. Integrating humans into ecology: opportunities and challenges for studying urban ecosystems. *BioScience* 53: 1169-1179.
- Blair, R. B. 1999. Birds and butterflies along an urban gradient: surrogate taxa for assessing biodiversity? *Ecological Applications* 9: 164-170.
- 2001. Birds and butterflies along urban gradients in two ecoregions of the United States: is urbanization creating a homogeneous fauna? In: Lockwood, J. L., McKinney, M. L. (eds.), *Biotic Homogenization: The Loss of Diversity Through Invasion and Extinction*. pp. 33-56. Kluwer Academic Publishers, Boston, MA.
- Blair, R. B. & A. E. Launer. 1997. Butterfly diversity and human land use: species assemblages along an urban gradient. *Biological Conservation* 80: 113-125.
- Chace, J. F. & J. J. Walsh. 2004. Urban effects on native avifauna: a review. *Landscape and Urban Planning* 74: 46-79.
- Clergau, P., J. Jokimák & J. P. Savard. 2001. Are urban bird communities influenced by the bird diversity of adjacent landscapes? *J. of Applied Ecology* 38: 1122-1134.
- Connell, J. H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199: 1302-1309.
- Cringan, A. T. & G. C. Horak. 1989. Effects of urbanization on raptors in the western United States. *Proceedings of the Western Raptor Management Symposium and Workshop*, National Wildlife Federation, Washington, DC., pp. 219-228.
- Darrieu, C. A. & A. R. Camperi. 2001. Nueva Lista de las Aves de la Provincia de Buenos Aires. Convenio Secretaría de Política Ambiental-UNLP La Plata. pp. 56.
- Emlen, J. T. 1974. An urban bird community in Tucson, Arizona: derivation, structure, regulation. *Condor* 76: 184-197.
- Faggi, A. M. 1998. The influence of NGOs in preserving green places in Buenos Aires City: In: Breuste, J., H. Feldmann. & O. Uhlmann (eds.), *Urban Ecology*. Berlin Heidelberg, pp. 663-667.
- Faggi, A. & J. C. Milesi. 2003. Biodiversidad Florística en un Gradiente Urbano-Periurbano. *Congreso Nacional de Geografía. 64 Semana de Geografía. GAEA Contribuciones Científicas: 273-279*.
- Hill, M. O., D. B. Roy & K. Thompson. 2002. Hemeroby, urbanity and ruderality: bioindicators of disturbance and human impact. *J. of Applied Ecology* 39: 708-720.

- INDEC. 2001. Instituto Nacional de Estadísticas y Censos. Censo 2001. www.indec.mecon.ar.
- Kowarik, I. 1999. Natürlichkeit, Naturnähe und Hemerobie als Bewertungskriterien. In: Konold, W., R. Böcker & U. Hampicke (eds.). *Handbuch für Naturschutz und Landschaftspflege* 2-1:1-18. Landsberg, Germany.
- Lancaster, R. K. & W. E. Rees. 1979. Bird communities and the structure of urban habitats. *Can. J. Zool.* 57: 2358-2368.
- Landolfi, M. & J.H. Pérez. 2003. Aves Silvestres del Parque Avellaneda. *Mesa de Trabajo y Consenso del Parque Avellaneda*, Buenos Aires. pp. 24.
- Mc Donnell, M. J., S. T. A. Pickett, P. Groffman, P. Bohlen, R. V. Pouyat, W. C. Zipperer, R. W. Parmelle, M. M. Barreiro & K. Medley. 1997. Ecosystem processes along an urban-to-rural gradient. *Urban Ecosystem* 1: 21-36.
- Melles, S., S. Glenn & K. Martin. 2003. Urban bird diversity and landscape complexity: species-environment associations along a multiscale habitat gradient. *Conservation Ecology* 7: 5. [online] URL: <http://www.consecol.org/vol7/iss1/art5>.
- Mills, G. S., Jr. J. B. Dunning & J. M. Bates. 1989. Effects of urbanization on breeding bird community structure in southwester desert habitats. *Condor* 91: 416-428.
- Montaldo, N. & J. Claver. 1986. Guía de las aves silvestres de las facultades de Agronomía y de Ciencias Veterinarias. *Rev. Facultad de Agronomía* 7: 191-216.
- Narosky, T. & C. Henschke. 2005. *Aves de la Ciudad de Buenos Aires*. Vázquez Mazzini Editores, Buenos Aires. pp. 118.
- Narosky, T. & D. Izurieta. 1987. *Guía para la Identificación de las Aves de Argentina y Uruguay*. Vázquez Mazzini Editores, Buenos Aires. pp. 345.
- Narosky, T., C. Henschke & D. Izurieta. 1996. *Aves de Costanera Sur. Guía para su reconocimiento*. Vázquez Mazzini Editores, Buenos Aires. pp. 71
- Newton, I. 1979. *Population Ecology of Raptors*. T. & A.D. Poyser Ltd., Berkhamsted. Parson, H., K. French & R. Major. 2003. The influence of remnant bushland on the composition of suburban bird assemblages in Australia. *Landscape and Urban Planning* 66: 43-56.
- Porter, E., B. Forschner & R. Blair. 2001. Woody vegetation and canopy fragmentation along a forest to urban gradient. *Urban Ecosystems* 5: 131-151.
- Ratliff, R. R. 1993. Viewpoint: trend assessment by similarity index. *Journal of Range Management* 46: 139-141.
- Squeo, F. A., L. Cavieres, G. Arancio, J. E. Novoa, O. Matthei, C. Marticorena, R. Rodríguez, M. T. K. Arroyo & M. Muñoz. 1998. Biodiversidad de la flora vascular en la región de Antofagasta, Chile. *Rev. Chilena de Historia Natural* 71: 571-591.
- White, J. G., Antos, M., J. Fitzsimons & G. Palmer. 2005. Non uniform bird assemblages in urban environments. The influence of streetscape vegetation. *Landscape and Urban Planning* 71: 123-135.
- Zelaya, D. G. & J. H. Pérez. 1998. *Observando Aves en los Bosques y Lagos de Palermo. Ciudad de Buenos Aires*. Athene Ediciones, Buenos Aires. pp. 32.

Recibido: 11-VII-2006

Aceptado: 25-IX-2006