

ORNITOLOGIA NEOTROPICAL 24: 371–386, 2013
© The Neotropical Ornithological Society

COMUNIDADES DE AVES EN ÁREAS VERDES DE LA CIUDAD DE SANTIAGO DE QUERÉTARO, MÉXICO

Alejandro Malagamba-Rubio¹, Ian MacGregor-Fors², & Rubén Pineda-López¹

¹Universidad Autónoma de Querétaro, Av. de las Ciencias s/n Juriquilla 76230, Querétaro, México.

²Red de Ambiente y Sustentabilidad, Instituto de Ecología, A.C., Carretera antigua a Coatepec 351, El Haya, Xalapa 91070, Veracruz, México.

E-mail: ian.macgregor@inecol.edu.mx

Abstract. – Bird communities in urban green areas of the city of Santiago de Querétaro. – Urbanization is a process that replaces pre-established systems to satisfy human needs. Related to the main components of global change, urbanization has been identified as a major threat to biodiversity. In this study, we surveyed bird communities at 12 urban green areas of the city of Santiago de Querétaro and contrasted them with those from adjacent areas. Results of this study show that species richness differences between green areas and their respective adjacent areas only exist for medium-sized green areas. Species composition results show that adjacent areas, comprised by highly-developed urban areas, have similar bird communities, suggesting bird community homogenization at a small geographical scale. On the other hand, small, medium, and large-sized urban green areas showed different community composition, probably due to the array of resources that different types of urban green areas offer to birds. Arborescent species maximum diameter at breast height (DBH) showed to be the most important variable explaining variations in bird species richness in both green and adjacent areas, with positive relationships in both cases. After DBH, ground cover showed a negative relationship with bird species richness in green areas, which seems to be related to the importance of herbaceous plants that offer abundant resources to granivores. Regarding adjacent areas, minimum arborescent species height showed a negative relationship with bird species richness, while arborescent species abundance showed a positive relationship. In summary, results of this study show that some urban ecology patterns from cities located in understudied regions differ from those reported for well-known regions. Undoubtedly, further studies considering the heterogeneity of urban conditions around the globe will fill the gaps in our comprehension of the response of wildlife communities to urbanization.

Resumen. – La urbanización es un proceso que reemplaza a los sistemas preexistentes para satisfacer las necesidades de vivienda humana. Este proceso ha sido relacionado con los componentes más importantes del cambio global, por lo que ha sido identificado como una de las mayores amenazas para la biodiversidad. En este estudio muestreamos las comunidades de aves de 12 áreas verdes urbanas en Santiago de Querétaro y las comparamos con aquellas de áreas adyacentes. Los resultados muestran

que sólo existen diferencias en la riqueza de especies de aves en áreas verdes medianas. La comparación de la composición de especies muestra que las áreas adyacentes, representadas por áreas altamente urbanizadas, exhibieron comunidades muy similares. Por otro lado, las áreas verdes mostraron diferente composición de especies, probablemente debido a la diversidad de recursos que brindan para las aves. El diámetro máximo a la altura del pecho (DAP) de especies arborescentes mostró ser la variable más importante explicando variaciones en la riqueza de especies de aves, tanto en áreas verdes como en áreas adyacentes. Posterior al DAP, la cobertura de suelo mostró una relación negativa con la riqueza de especies en áreas verdes, la cual parece estar relacionada con la importancia de los recursos que ofrecen las especies herbáceas a las aves granívoras. En relación con las áreas adyacentes, la altura mínima de especies arborescentes mostró una relación negativa con la riqueza de especies de aves, mientras que la abundancia de especies arborescentes mostró una relación positiva. En resumen, este trabajo muestra que algunos patrones de ecología urbana de ciudades ubicadas en regiones poco estudiadas pueden diferir de aquellos reportados para regiones bien conocidas. Sin duda, estudios posteriores que consideren la heterogeneidad de condiciones urbanas del mundo brindarán información relevante para comprender integralmente las respuestas de la vida silvestre ante la urbanización. *Aceptado el 2 de enero de 2014.*

Key words: Bird richness, habitat variables, urban avifauna, urban ecology, urbanization.

INTRODUCCIÓN

La urbanización es un proceso que reemplaza los hábitats preexistentes con la infraestructura necesaria para satisfacer las necesidades de vivienda humana (McKinney 2006, MacGregor-Fors 2011). Este proceso ha sido relacionado con diversos componentes del cambio global, entre los que destacan el cambio de uso de suelo, la introducción de especies exóticas invasoras o potencialmente invasoras, cambios en los ciclos biogeoquímicos y el cambio climático (Grimm *et al.* 2008, Marzluff *et al.* 2008). Como consecuencia de lo anterior, la urbanización y sus procesos han sido identificados como uno de los factores antropogénicos más importantes que afectan actualmente a la biodiversidad (Czech *et al.* 2000, McKinney 2002). Actualmente, más de la mitad de los 7000 millones de habitantes que conforman la población total mundial vive en zonas urbanas, proporción creciente en las últimas décadas (Grimm *et al.* 2008, United Nations 2011). En México se contabilizaron 112 millones de habitantes en el año 2010, de los cuales 78% habitaban en zonas urbanas (INEGI 2010). Esta relación es contrastante con las cifras de 1950, cuando sólo

43% de la población habitaba en las ciudades mexicanas (Garza 2002).

Estudios previos de ecología urbana han identificado que los componentes de la vegetación, de la infraestructura urbana, de los factores socioeconómicos y la geografía de un área urbana pueden moldear la diversidad de sus comunidades de aves (Chace & Walsh 2006, Evans *et al.* 2009, MacGregor-Fors *et al.* 2011, MacGregor-Fors & Schondube 2011). Desde una perspectiva espacial, los asentamientos humanos han sido identificados como islas ecológicas inmersas en matrices conformadas por diversos tipos de sistemas (Davis & Glick 1978, Jokimäki 1999, MacGregor-Fors 2010, MacGregor-Fors *et al.* 2011). Dentro de dichas islas ecológicas, las áreas verdes (e.g., parques, jardines residenciales, cementerios, campos de golf) conforman entidades aisladas que generalmente se distinguen por su estructura vegetal y que se encuentran rodeadas por áreas altamente urbanizadas (Rubio 1995, Fernández-Juricic 2000, MacGregor-Fors & Ortega-Álvarez 2011).

Una proporción importante de los estudios de comunidades de aves urbanas han sido enfocados en áreas verdes (e.g., Jokimäki

1999, Lussenhop 1977, Shwartz *et al.* 2008), probablemente debido a la riqueza de especies que albergan (Jokimäki 1999). Entre las generalidades resultantes de dichos estudios, destacan: (1) las características de la vegetación influyen de forma contundente a la riqueza y abundancia de aves (Gavareski 1976, Chace & Walsh 2006, MacGregor-Fors 2008, Perpelizin & Faggi 2009, Ortega-Álvarez & MacGregor-Fors 2010); (2) existe mayor número de especies de aves que habitan o utilizan las áreas verdes urbanas que otros sitios con menor cobertura vegetal o desprovistos de ella (Gavareski 1976, Sandström *et al.* 2006); (3) las áreas verdes urbanas se comportan como islas ecológicas dentro de una matriz de áreas construidas (Shwartz *et al.* 2008, Ortega-Álvarez & MacGregor-Fors 2011); (4) las áreas verdes urbanas pueden fungir como refugio para algunas especies de aves (Davis & Glick 1978, McDonnell & Pickett 1990, MacGregor-Fors *et al.* 2011); y (5) algunas especies de aves exóticas se pueden ver beneficiadas por las áreas verdes urbanas (Cassey 2002).

Diversos estudios de ecología de comunidades de aves se han desarrollado en áreas verdes de ciudades mexicanas en los últimos años (e.g., Carbó-Ramírez 2008, MacGregor-Fors 2008, Grajales-Tam 2009, Pablo-López 2009; Pineda-López & Malagamba-Rubio 2009, 2011; MacGregor-Fors *et al.* 2010a, 2010b; Ruelas & Aguilar 2010, Zuria & Rendón-Hernández 2010, Carbó-Ramírez & Zuria 2011, MacGregor-Fors & Schondube 2011). La mayoría de estos trabajos se han enfocado en el estudio de aves dentro de áreas verdes, dejando de lado comparaciones sobre la diversidad de aves que ocurren dentro de ellas y en la matriz urbana adyacente. Con la finalidad de realizar una comparación entre las áreas verdes urbanas y sus áreas adyacentes, en este trabajo se estudiaron las comunidades de aves de 12 áreas verdes de la ciudad de Santiago de Querétaro, una ciudad situada en la

zona semiárida del centro de México. Para ello, se muestrearon las comunidades de aves de áreas verdes y sitios adyacentes con la finalidad de contrastar sus valores de riqueza y cambios en su composición de especies, así como evaluar posibles asociaciones entre algunas variables de hábitat y la riqueza de especies de aves. Se predijo que la riqueza de aves sería mayor en las áreas verdes urbanas en comparación con los sitios adyacentes, ya que cuentan con características de hábitat propicias para las aves, como la estructura de la vegetación. Por otro lado, se esperó que la composición de especies fuera diferente entre las áreas verdes y los sitios urbanos adyacentes, como ha sido reportado en estudios previos (Gavareski 1976, Chace & Walsh 2006, Ortega-Álvarez & MacGregor-Fors 2010).

MÉTODOS

Área de estudio. La ciudad de Santiago de Querétaro (referida como ciudad de Querétaro de aquí en adelante) se encuentra ubicada en el Eje Neovolcánico Transversal (20°36'22"N, 100°24'27"O, ~ 1820 m s.n.m.), dentro de la ecorregión de Elevaciones Semiáridas Meridionales (INEGI-CONABIO-INE 2008). El municipio de Querétaro alberga aproximadamente 802,000 habitantes concentrados en su mayoría en la ciudad de Querétaro (INEGI 2010). El clima de la ciudad es seco y semicálido (BS1hw), con una temperatura media anual de 19°C y una precipitación promedio anual es de 558,2 mm, de los cuales 90% se concentra en los meses de junio a septiembre (CNA 2012). La zona conurbada de la ciudad de Querétaro ha crecido de manera importante en las últimas décadas e incluye actualmente parte de cuatro municipios: Querétaro, Corregidora, El Marqués y Huimilpan (INEGI 2005, PNUMA-SEDESU-CONCYTEQ 2008).

La vegetación de las áreas verdes de la ciudad de Querétaro está constituida por al

menos 77 especies de árboles, arbustos y cactus arborescentes, de las cuales ~ 70% son exóticas. Entre las especies exóticas más comunes, destacan: el eucalipto (*Eucalyptus camaldulensis*), el pirul (*Schinus molle*), la casuarina, (*Casuarina equisetifolia*), el álamo blanco (*Populus alba*), el alamillo (*P. fremontii*) y la grevillea (*Grevillea robusta*). Entre las especies nativas más comunes, sobresalen: el fresno (*Fraxinus uhdei*), la yuca (*Yucca filifera*), el mezquite (*Prosopis laevigata*), los huizaches (*Acacia farnesiana*, *A. schaffneri*), el palo bobo (*Ipomoea murucoides*), el palo de arco (*Lysiloma microphylla*), el órgano (*Stenocereus dumortieri*) y el garambullo (*Myrtillocactus geometrizans*) (PNUMA-SEDESU-CONCYTEQ 2008).

Muestreo de aves. Se llevaron a cabo muestreos de aves entre febrero y junio de 2011 en 12 áreas verdes urbanas de la ciudad de Querétaro con diferentes tamaños y estructura de la vegetación (Fig. 1, Tabla 1). Estas áreas verdes urbanas incluyen parques y jardines públicos, un cementerio y un campo de golf, todas ellas con diferentes tipos y regímenes de mantenimiento e inmersas en la matriz urbana. Se descartaron las áreas verdes ubicadas fuera del área intra-urbana de la ciudad (*sensu* MacGregor-Fors 2010) con la finalidad de evitar sesgos relacionados con la ubicación de los sitios de muestreo. Para caracterizar las comunidades de aves estudiadas, se utilizó el método de conteos por punto de radio definido (25 m), los cuales fueron ubicados a una distancia mínima de 200 m entre sí para asegurar la independencia de los datos (Bibby *et al.* 1998, Ralph *et al.* 1996). Los muestreos se llevaron a cabo desde el amanecer hasta las 11:00 h. El número de puntos por área verde fue proporcional a su tamaño (Tabla 1).

Adicionalmente, se establecieron sitios de muestreo en la zona urbana adyacente de cada una de las áreas verdes estudiadas como tratamiento de comparación. Todos los sitios de muestreo considerados para este tratamiento

(referido como áreas adyacentes de aquí en adelante) fueron ubicados a 200 m del perímetro de las áreas verdes en dirección de los cuatro puntos cardinales (i.e., Norte, Sur, Este, Oeste) y sus puntos intermedios (e.g., Noroeste) en caso de ser necesario. Se estableció el mismo número de puntos de conteo en el interior de las áreas verdes y en las áreas adyacentes. Los sitios de muestreo en las áreas adyacentes a las áreas verdes estudiadas son, en su mayoría, calles y avenidas que cuentan con poca vegetación; básicamente el arbolado propio de las vialidades de la ciudad. Únicamente tres sitios de muestreo se localizaron cerca de lotes baldíos. De esta forma, se establecieron 76 sitios de muestreo, 38 dentro de las áreas verdes y 38 en sus áreas adyacentes. Todos los sitios fueron muestreados en cuatro ocasiones, dos veces durante la temporada migratoria (febrero-marzo) y dos veces durante la primavera (abril-junio). El orden de muestreo de las áreas verdes y sus áreas adyacentes fue establecido azarosamente y cambió para cada visita.

Caracterización de las áreas verdes urbanas y zonas adyacentes. Se utilizó el método de evaluación de las características de la vegetación propuesto por Ralph *et al.* (1996) dentro del área en la que se registraron las aves (radio definido de 25 m). Se cuantificaron las siguientes variables en cada punto de muestreo: (1) abundancia de especies arborescentes, (2) riqueza de especies arborescentes, (3) diámetro de especies arborescentes a la altura del pecho (DAP) mínimo y máximo, (4) cobertura de especies arborescentes, (5) altura mínima y máxima de especies arborescentes, (6) abundancia arbustiva, (7) riqueza arbustiva, (8) cobertura arbustiva, (9) altura arbustiva mínima y máxima, (10) cobertura de suelo desnudo (i.e., tierra) y (11) cobertura de infraestructura urbana. Las coberturas se cuantificaron utilizando la escala de abundancia de cobertura de Braun-Blanquet (0 = ausente,

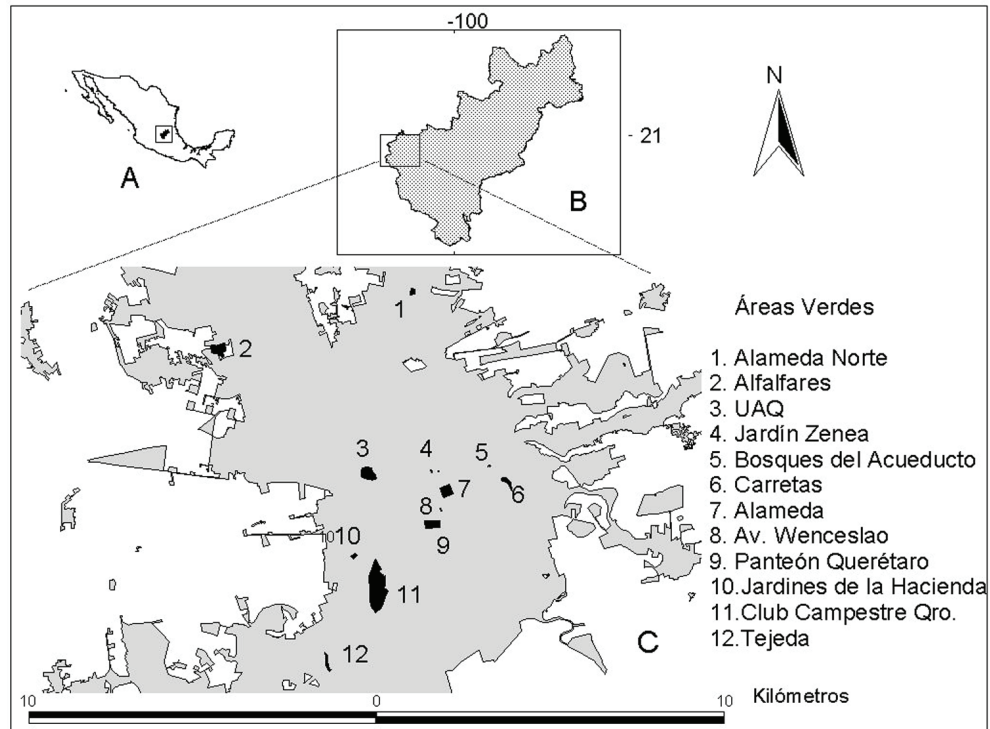


FIG. 1. Mapa del área de estudio mostrando la ubicación del estado de Querétaro (A), de la ciudad de Santiago de Querétaro (B) y de las áreas verdes muestreadas (C).

1 = < 5%, 2 = 5–25%, 3 = 25–50%, 4 = 50–75%, 5 > 75%) (Mueller-Dombois & Ellenberg 1974). Se registró el mínimo y máximo para algunas variables con el fin de obtener una representación de la variación de estas características. Además, se cuantificó la superficie de cada área verde en una imagen de satélite de alta resolución. Finalmente, con dicha imagen de satélite se describió visualmente la cobertura de superficies construidas (e.g., calles, edificaciones) en un radio de 100 m de cada punto, tanto en áreas verdes como en sus respectivas áreas adyacentes, de la siguiente forma: 0 = 0%, 1 = 1–20%, 2 = 21–40%, 3 = 41–60%, 4 = 61–80% y 5 = 81–100% (Tabla 2).

Análisis de datos. Se establecieron categorías de tamaño de las áreas verdes urbanas estudiadas

con base en un análisis de agrupación de enlace simple (*single linkage clustering*). Dicho análisis mostró que las áreas verdes muestreadas están congregadas en tres grupos: (1) áreas verdes chicas ($n = 7$; 0,27–3,87 ha), (2) áreas verdes medianas ($n = 4$; 8,63–12 ha) y (3) áreas verdes grandes ($n = 1$; 22,04 ha; Tabla 1). Con base en este resultado, agrupamos a las áreas verdes y sus respectivas áreas adyacentes en chicas, medianas y grandes.

Para comparar la riqueza de especies de las categorías de tamaño de las áreas verdes y áreas adyacentes estudiadas, se calculó S_{est} con el programa EstimateS 9.0 (Colwell 2013). S_{est} es calculado con base en el muestreo repetido de las muestras utilizando métodos analíticos exactos (Gotelli & Colwell 2001). Debido a que los sitios de muestreo se visitaron en ocasiones repetidas, y con la finalidad de evitar

TABLA 1. Tamaño, ubicación, número de puntos de conteo y categoría de tamaño de las áreas verdes estudiadas en Querétaro.

Nombre	Abreviación	Área (ha)	Latitud (N)	Longitud (O)	Nº de puntos de conteo	Categoría de tamaño
Av. Wenceslao	WENC	0,27	20°34'59.19"	100°23'21.64"	1	Chico
Bosques del Acueducto	BOAC	0,49	20°35'40.35"	100°22'33.35"	1	Chico
Jardín Zenea	ZENE	0,53	20°35'34.89"	100°23'31.56"	1	Chico
Jardines de la Hacienda	JAHA	1,37	20°34'13.30"	100°24'47.35"	1	Chico
Alameda Norte	ALNO	2,21	20°38'22.27"	100°23'51.25"	1	Chico
Tejeda	TEJE	3,63	20°32'32.26"	100°25'12.66"	1	Chico
Carretas	CARR	3,85	20°35'26.06"	100°22'16.65"	2	Chico
Panteón Querétaro	PANT	8,63	20°34'44.80"	100°23'29.01"	3	Mediano
Alameda	ALAM	8,82	20°35'16.25"	100°23'16.30"	4	Mediano
Alfalfares	ALFA	11,01	20°37'25.67"	100°27'01.95"	4	Mediano
Ciudad Universi- taria	UAQC	12	20°35'29.45"	100°24'36.29"	4	Mediano
Club Campestre	CLCA	22,04	20°33'45.90"	100°24'25.52"	8	Grande

sesgos por correlación espacial y temporal (Hurlbert 1984, 2004), no utilizamos los valores de abundancia de los puntos de conteo para el cálculo de S_{est} , el cual fue basado en muestras e incidencias. Ya que el número de muestras para las tres categorías de tamaño de áreas verdes es distinto (Tabla 1), extrapolamos el número de repeticiones de las áreas verdes chicas y grandes, y áreas adyacentes correspondientes, a 60 (valor correspondiente al de las áreas verdes medianas y áreas adyacentes correspondientes). Para contrastar los valores de riqueza de especies de aves en las áreas verdes y adyacentes estudiadas, se utilizaron los intervalos de confianza de 84% debido a que un estudio reciente mostró que el traslape de dichos intervalos de confianza imitan robustamente pruebas estadísticas con $\alpha = 0,05$ (Payton *et al.* 2003, MacGregor-Fors & Payton 2013). Así, se establecieron diferencias estadísticas cuando los intervalos no se traslaparon, mientras que se consideró que los valores no eran estadísticamente distintos cuando los intervalos se traslaparon.

Para comparar la composición de especies de las comunidades aves de las áreas verdes urbanas y áreas adyacentes estudiadas se utilizaron los valores máximos de abundancia de cada especie por sitio de muestreo. Lo anterior debido a que el muestreo de un mismo sitio en diversas ocasiones aumenta las posibilidades registrar al mismo individuo en repetidas ocasiones, sobrestimando su abundancias (Bibby *et al.* 1998, Ralph *et al.* 1996). Se realizó un análisis de agrupaciones utilizando el índice de Bray & Curtis (1957) y el método de enlace por grupos pareados (*paired group*).

Con la finalidad de relacionar las características de hábitat con la riqueza de especies de aves, se llevaron a cabo árboles de regresión en la plataforma R (R Development Core Team 2010). Los árboles de regresión permiten analizar las relaciones lineales y no lineales entre un grupo de variables independientes y una variable dependiente, incluyendo variables continuas y categóricas (Deáth & Fabricius 2000). Este análisis realiza particiones binarias para identificar los

umbrales de relación de las variables predictivas con la variable dependiente de forma dicotómica y jerárquica (Palomino & Carrascal 2007). En cada dicotomía se establece un valor correspondiente al umbral de relación de las variables independientes. En el árbol, los valores mayores al umbral son ubicados del lado derecho de la dicotomía, mientras que los valores menores al umbral se muestran del lado izquierdo. En la parte inferior del árbol se reportan los valores promedio de la variable de respuesta para cada escenario, en este caso la riqueza de especies de aves. Debido a que se midieron diversas variables de hábitat que están relacionadas entre sí, se llevó a cabo una matriz de correlación y se eliminaron aquellas variables redundantes con valores bajos de varianza. Así, las variables que se utilizaron para realizar los árboles de regresión fueron: (1) abundancia de especies arborescentes, (2) DAP máximo de especies arborescentes, (3) altura mínima de especies arborescentes, (4) abundancia arbustiva, (5) cobertura de suelo desnudo, (6) cobertura de concreto en un radio de 100 m (Tabla 2). Así, se llevó a cabo un árbol de regresión para las áreas verdes estudiadas y uno para las áreas adyacentes. En ambos casos, se utilizaron los datos registrados por punto de conteo, tanto de riqueza de especies de aves como de las variables de caracterización de hábitat.

RESULTADOS

Se registraron 40 especies de aves pertenecientes a 20 familias y 6 órdenes, de las cuales 37 se registraron dentro de las áreas verdes estudiadas y 29 en áreas adyacentes (Apéndice 1). Las áreas verdes urbanas con mayor riqueza de especies de aves fueron el Club Campestre ($S = 28$), el área verde más grande considerada en este trabajo; y la Alameda ($S = 23$), un área verde clasificada como mediana en este trabajo. Los sitios con menor riqueza de especies de aves fueron dos

áreas verdes consideradas como pequeñas en este trabajo: Alameda Norte ($S = 8$) y Jardín Zenea ($S = 7$). Sólo una especie fue registrada en todas las áreas verdes y áreas adyacentes estudiadas (i.e., *Passer domesticus*), mientras que sólo dos especies fueron registradas en todas las áreas verdes (i.e., *P. domesticus*, *Cyananthus latirostris*). Se registraron 11 especies únicas de las áreas verdes (Apéndice 1) y sólo tres especies únicas de áreas adyacentes (i.e., *Sporophila torqueola*, *Mimus polyglottos*, *Campylorhynchus brunneicapillus*).

La riqueza de especies no mostró diferencias significativas entre áreas verdes de diferentes tamaños, ni entre las áreas adyacentes estudiadas (Fig. 2). Si bien no se encontraron diferencias significativas entre las áreas verdes chicas y grandes y sus áreas adyacentes respectivas, se encontraron diferencias significativas entre las áreas verdes medianas ($32 \pm 3,4$ especies) y sus áreas adyacentes ($20 \pm 2,4$ especies; Fig. 2). El análisis de agrupaciones mostró que las áreas adyacentes son similares entre sí ($> 65\%$ similitud) y que las comunidades de aves de las áreas verdes exhiben menor similitud, sin formar una agrupación entre ellas (Fig. 3).

Los árboles de regresión mostraron que el DAP máximo de especies arborescentes es la variable más importante tanto en las áreas verdes como en las áreas adyacentes estudiadas (Fig. 4). Esta variable mostró una relación positiva en ambos casos, con valores mayores a 32–35 cm relacionados con mayor riqueza de especies (hasta 0,4 veces mayor en áreas verdes y hasta 1,3 veces en áreas adyacentes). Posteriormente, la cobertura de suelo desnudo mostró una relación negativa con la riqueza de aves en áreas verdes. En el caso de las áreas adyacentes, otras dos variables mostraron relación con la riqueza de especies de aves: (1) altura mínima de especies arborescentes y (2) abundancia de especies arborescentes. Por un lado, la riqueza de especies de aves mostró una relación negativa con la

TABLA 2. Valores promedio de las variables utilizadas para realizar los árboles de regresión. Véase la Tabla 1 para las abreviaciones de las áreas de estudio en Querétaro. Abundancia de especies arborescentes (ABARBO), diámetro máximo a la altura del pecho de especies arborescentes (DAPMX), altura mínima de especies arborescentes (ALTAMN), abundancia arbustiva (ABARBU), cobertura de suelo desnudo (COBS), cobertura de concreto en un radio de 100 m (CONS100), área verde (ÁV), área adyacente (ÁÁ).

Sitio	ABARBO	DAPMX	ALTAMN	ABARBU	COBS	CONS100
ALAM ÁV	23,75	107,63	5,37	44,25	0,25	1
ALAM ÁÁ	4,25	66,11	8,87	1,75	0,75	4,75
ALNO ÁV	32	45,82	2,5	120	2	2
ALNO ÁÁ	6	22,27	3,5	2	0	4
ALFA ÁV	14,25	18,30	3,12	5	1,75	1,75
ALFA ÁÁ	6	13,45	2,75	0,5	1,5	4,25
BOAC ÁV	18	71,60	7	10	1	3
BOAC ÁÁ	8	76,37	6,5	3	1	5
CARR ÁV	23,5	35,82	4	34	3,5	1,5
CARR ÁÁ	17	85,44	4,5	3,5	1,5	4
CLCA ÁV	11	84,68	3,93	5,75	0	1,12
CLCA ÁÁ	9,5	24,10	5,06	2	0,37	4,75
JAHA ÁV	13	118,06	6	60	4	1
JAHA ÁÁ	5	39,78	7	0	0	5
PAQU ÁV	29	28,96	3	9	3,33	1,66
PAQU ÁÁ	9,33	57,38	3,66	0	1	5
TEJE ÁV	34,33	68,63	2,5	11,33	2	2,66
TEJE ÁÁ	7,33	17,69	2,16	0,33	2	4
UAQC ÁV	39,5	71,76	2,75	44,25	0,75	1,5
UAQC ÁÁ	6	50,52	5	0	0,25	4,25
WENC ÁV	23	83,37	3,5	35	1	4
WENC ÁÁ	5	27,68	3	0	0	5
ZENE ÁV	5	65,87	2,5	85	0	4
ZENE ÁÁ	0	0	0	0	0	5

altura mínima de especies arborescentes, con 67% mayor riqueza de aves en sitios con árboles de menos de 3,25 m. Por otro lado, la abundancia de especies arborescentes mostró una relación positiva con la riqueza de especies de aves, con 28% mayor riqueza de especies de aves en sitios con más de 9,5 árboles en el área muestreada ($\sim 0,2$ ha) (Fig. 4).

DISCUSIÓN

Estudios previos llevados a cabo en aves en áreas verdes urbanas han mostrado que estos

sitios albergan una mayor riqueza de especies de aves en comparación con otros hábitats urbanos (Chace & Walsh 2006, Evans *et al.* 2009). Los resultados de este trabajo muestran que dicha diferencia ocurre solamente en áreas verdes medianas de la ciudad de Querétaro, mientras que en áreas verdes chicas y una grande no (Fig. 2). Cabe destacar que en este trabajo no se encontró una relación positiva entre los conjuntos definidos de áreas verdes de diferente tamaño y la riqueza de especies de aves, como se ha reportado en diversos estudios previos (Gavareski 1976, Chan-Ryu & Woo-Shin 2000, Murgui 2007).

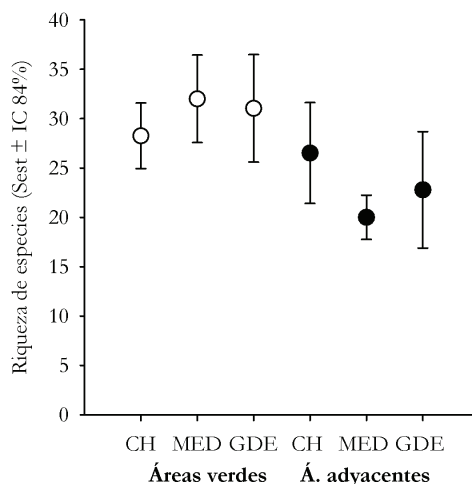


FIG. 2. Riqueza de especies de aves en áreas verdes y áreas adyacentes de Querétaro.

Si bien se registró un número ligeramente mayor de especies de aves en áreas verdes chicas y medianas, el área verde más grande exhibió un número de especies menor que las áreas verdes medianas (Fig. 2). Lo anterior podría estar relacionado con que la categoría de área verde grande estuvo representada por un área verde, el Club Campestre Querétaro. Como se comentó anteriormente, el Club Campestre Querétaro es la única área verde de tamaño considerable en el área intra-urbana de Querétaro, por lo que no existió posibilidad de incluir otra área verde en esta categoría. Sin embargo, esto podría representar un sesgo que disminuya o anule los grandes efectos que tiene la heterogeneidad ambiental en las relaciones especies-área (Boecklen 1986, Báldi 2008, Shen *et al.* 2009, MacGregor-Fors *et al.* 2011).

Tal y como se predijo, la composición de especies de las comunidades de aves de las áreas adyacentes mostró gran similitud (> 65%; Fig. 3). Esto parece estar relacionado con que las áreas adyacentes, básicamente conformadas por vialidades típicas de una zona urbana, representan condiciones muy similares, las cuales generalmente tienden a homogeneizar la diversidad de aves (Devictor

et al. 2008, Ortega-Álvarez & MacGregor-Fors 2009). Por otro lado, las áreas verdes no mostraron una similitud alta entre sí. Esto podría estar relacionado con que las áreas verdes brindan una cantidad, tipo y calidad de recursos diferentes a las de áreas altamente urbanizadas (Burgin & Wotherspoon 2009, Hudson & Bird 2009) y tienden a ser altamente heterogéneas, por lo que las comunidades de aves que albergan tienden a ser distintas (Shwartz *et al.* 2008).

Los árboles de regresión mostraron que el DAP máximo de especies arbóreas es la variable más importante explicando las variaciones en la riqueza de especies de aves, tanto en áreas verdes como en áreas adyacentes (Fig. 4). El DAP máximo de las especies arbóreas es una variable íntimamente relacionada con su edad y altura, permitiendo conocer qué tan maduros o viejos son los individuos de un área dada (Lukaszkiwicz & Kosmala 2008). En este estudio, valores mayores a 32–35 cm de DAP mostraron relación con valores mayores de riqueza de especies de aves. Lo anterior denota la importancia de la edad de los árboles en áreas urbanas, como se ha reportado en estudios previos (Munyenembe *et al.* 1989, MacGregor-Fors

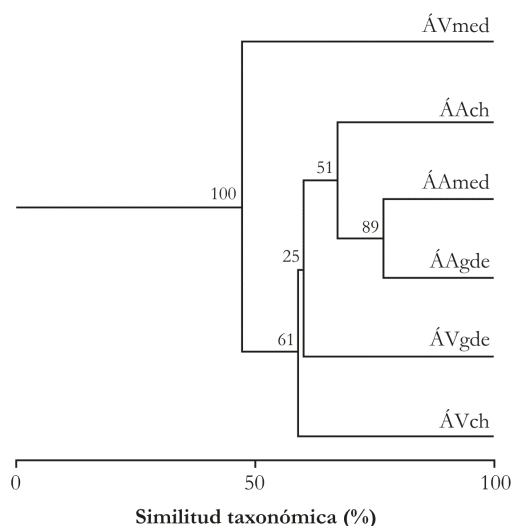


FIG. 3. Dendrograma obtenido de un análisis de agrupaciones utilizando el índice de Bray-Curtis para comparar la similitud de especies entre las comunidades de aves de las tres categorías de tamaño de áreas verdes y áreas adyacentes correspondientes de Querétaro. ÁV = área verde, ÁA = área adyacente, ch = chica, med = mediana, gde = grande.

2008). Seguido del DAP máximo de especies arborecentes, las variables que mejor explicaron la variación de la riqueza de especies en áreas verdes y áreas adyacentes difirió (Fig. 4). En áreas verdes, la cobertura de suelo desnudo mostró una relación negativa con la riqueza de especies de aves, con una diferencia promedio de 2,4 especies. Lo anterior podría deberse a la importancia de áreas cubiertas con plantas herbáceas que brindan alimento para una importante cantidad de especies adaptables a zonas urbanas que son de hábitos granívoros, las cuales han sido identificadas como favorecidas por la urbanización en zonas tropicales y subtropicales (Ortega-Álvarez & MacGregor-Fors 2011). En el caso de las áreas adyacentes, posterior al DAP máximo de especies arborecentes, dos variables mostraron relaciones importantes con la riqueza de especies de aves: la abundancia de especies arborecentes mostró una relación positiva y la altura mínima de especies arborecentes mostró una relación nega-

tiva. La relación encontrada para la abundancia de especies arborecentes no es sorprendente, ya que la ausencia de componentes de la vegetación ha sido negativamente relacionada con la diversidad de aves urbanas a lo largo del mundo (Gavareski 1976, Sandström *et al.* 2006, Chace & Walsh 2006, Evans *et al.* 2009, MacGregor-Fors *et al.* 2009). Sin embargo, la relación encontrada para la altura mínima de especies arborecentes no era esperada, ya que esta variable generalmente está asociada con la edad de los elementos arborecentes de un área urbana (Lukaszkiwicz & Kosmala 2008). Los resultados de este trabajo muestran que en escenarios en los que el DAP máximo de especies arborecentes es < 32 cm, valores menores a 3,25 m en la altura mínima de especies arborecentes de áreas adyacentes exhibe ~ 70% más especies de aves que áreas con valores mayores a 3,25 m (Fig. 4). Lo anterior podría estar relacionado con la gran cantidad de especies con preferencia a áreas abiertas que fueron

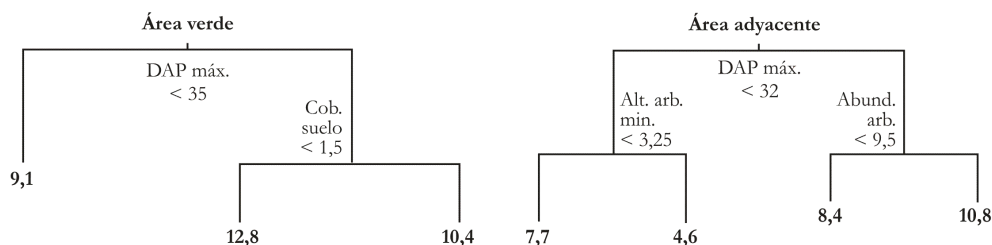


Fig. 4. Árboles de regresión mostrando la relación entre las variables de hábitat y la riqueza de especies aves en las áreas verdes urbanas y áreas adyacentes estudiadas. DAP máx. = diámetro máximo a la altura del pecho de especies arborescentes, Cob. suelo = cobertura de suelo desnudo, Alt. arb. min. = altura mínima de especies arborescentes, Abund. arb. = abundancia de especies arborescentes.

registradas en áreas adyacentes. Sin embargo, estudios posteriores son requeridos para esclarecer los procesos detrás del patrón encontrado.

En resumen, los resultados de este trabajo muestran que: (1) la riqueza de especies de aves entre áreas verdes y áreas adyacentes no difiere como sería esperado, (2) la composición de las comunidades de aves registrada en áreas verdes es más diversa y distinta a la de áreas adyacentes y (3) el DAP de las especies arborescentes juega un papel fundamental para las comunidades de aves, tanto en áreas verdes como en áreas adyacentes. Así, este trabajo muestra que algunos de los patrones de ecología urbana difieren en ciudades con características poco estudiadas, como Querétaro, una ciudad mediana ubicada en una región semiárida. Estudios posteriores de ecología urbana que consideren la heterogeneidad de condiciones ambientales en la que existen las zonas urbanas del mundo permitirán comprender de mejor manera la respuesta de la vida silvestre ante la urbanización.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a Iriana Zuria, a Ana Faggi y a un revisor anónimo por sus valiosos comentarios. AMR recibió una beca de maestría por parte del CONACYT (371925).

REFERENCIAS

- Báldi, A. 2008. Habitat heterogeneity overrides the species-area relationship. *J. Biogeogr.* 35: 675–681.
- Bibby, C., M. Jones, & S. Marsden. 1998. Expedition field techniques bird surveys. Royal Geographical Society, London, UK.
- Boecklen, W. J. 1986. Effects of habitat heterogeneity on the species-area relationships of forest birds. *J. Biogeogr.* 13: 59–68.
- Bray, J. R., & J. T. Curtis. 1957. An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. *Ecol. Monogr.* 27: 325–349.
- Burgin, S., & D. Wotherspoon. 2009. The potential for golf courses to support restoration of biodiversity for BioBanking offsets. *Urban Ecosyst.* 12: 145–155.
- Carbó-Ramírez, P. 2008. Estructura y composición de la avifauna y su interacción con un ambiente urbano en la ciudad de Pachuca, Hidalgo. Tesis de Maestría, Univ. Autónoma del Estado de Hidalgo, Pachuca, Hidalgo, México.
- Carbó-Ramírez, P., & I. Zuria. 2011. The value of small urban greenspaces for birds in a Mexican city. *Landsc. Urban Plann.* 100: 213–222.
- Cassey, P. 2002. Life history and ecology influences establishment success of introduced land birds. *Biol. J. Linn. Soc.* 76: 465–480.
- Chace, J. F., & J. J. Walsh. 2006. Urban effects on native avifauna: a review. *Landsc. Urban Plann.* 74: 46–69.
- Chan-Ryu, P., & Woo-Shin. 2000. Relationships between species composition and area in breeding birds of urban woods in Seoul, Korea.

- Landsc. Urban Plann. 51: 29–36.
- Colwell, R. K. 2013. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Versión 9. Disponible en <http://purl.oclc.org/estimates> [Consultado 29 de diciembre de 2013].
- CNA (Comisión Nacional del Agua). 2012. Servicio Meteorológico Nacional. Disponible en <http://smn.cna.gob.mx/> [Consultado el 15 de enero de 2012].
- Czech, B., P. R. Krausman, & P. K. Devers. 2000. Economic associations among causes of species endangerment in the United States. *Bio-science* 50: 593–601.
- Davis, A. M., & T. F. Glick. 1978. Urban ecosystem and island biogeography. *Environ. Conserv.* 5: 299–304.
- Deiath, G., & K. E. Fabricius. 2000. Classification and regression trees: a powerful yet simple technique for ecological data analysis. *Ecology* 81: 3178–3192.
- Devictor, V., R. Julliard, J. Clavel, F. Jiguet, A. Lee, & D. Couvet. 2008. Functional biotic homogenization of bird communities in disturbed landscapes. *Global Ecol. Biogeogr.* 17: 252–261.
- Evans, K. L., S. E. Newson, & K. J. Gaston. 2009. Habitat influences on urban avian assemblages. *Ibis* 151: 19–39.
- Fernández-Juricic, E. 2000. Avifaunal use of wooded streets in an urban landscape. *Conserv. Biol.* 14: 513–521.
- Garza, G. 2002. Evolución de las ciudades mexicanas en el siglo XX. *Rev. Inf. Anal.* 19: 7–16.
- Gavareski, C. A. 1976. Relation of park size and vegetation to urban bird populations in Seattle, Washington. *Condor* 78: 375–382.
- Gotelli, N. J., & R. K. Colwell. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecol. Lett.* 4: 379–391.
- Grajales-Tam, K. M. 2009. Efecto de la urbanización sobre la estructura de las comunidades de aves en la ciudad de Durango, Durango. Tesis de Maestría en Ciencias en Gestión Ambiental, Instituto Politécnico Nacional y Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Durango, Durango, México.
- Grimm, N. B., S. H. Faeth, N. E. Golubiewski, C. L. Redman, J. Wu, X. Bai, & J. M. Briggs. 2008. Global change and the ecology of cities. *Science* 319: 756–760.
- Hudson, M. A. R., & D. M. Bird. 2009. Recommendations for design and management of golf courses and green spaces based on surveys of breeding bird communities in Montreal. *Landsc. Urban Plann.* 92: 335–346.
- Hurlbert, S. H. 1984. Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecol. Monogr.* 54: 187–211.
- Hurlbert, S. H. 2004. On misinterpretations of pseudoreplication and related matters: a reply to Oksanen. *Oikos* 104: 591–597.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2005. II Censo de población y vivienda. Tabulados básicos de los Estados Unidos Mexicanos. Tomo I. México, D.F., México.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2010. Información nacional, por entidad federativa y municipios. Disponible en <http://www.inegi.org.mx/sistemas/mexicocifras/default.aspx?ent=22>. [Consultado el 15 mayo de 2012].
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática), CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad), & INE (Instituto Nacional de Ecología). 2008. Ecorregiones terrestres de México (2008). Catálogo de metadatos geográficos. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Disponible en http://www.conabio.gob.mx/informacion/metadatos/gisecort08gw.xml?_httpcache=yes&_xsl=/db/metadatos/xsl/fgdc_html.xsl&_indent=no. [Consultado el 26 de noviembre de 2013].
- Jokimäki, J. 1999. Occurrence of breeding bird species in urban parks: effects of park structure and broad-scale variables. *Urban Ecosyst.* 3: 21–34.
- Lukaszewicz, J., & M. Kosmala. 2008. Determining the age of streetside trees with diameter at breast height-based multifactorial model. *Arboric. Urban For.* 34: 137–143.
- Lussenhop, J. 1977. Urban cemeteries as bird refuges. *Condor* 79: 456–467.
- MacGregor-Fors, I. 2008. Relation between habitat

- attributes and bird richness in a western Mexico suburb. *Landsch. Urban Plann.* 84: 92–98.
- MacGregor-Fors, I. 2010. How to measure the urban-wildland ecotone: redefining ‘peri-urban’ areas. *Ecol. Res.* 25: 883–887.
- MacGregor-Fors, I. 2011. Misconceptions or misunderstandings? On the standardization of basic terms and definitions in urban ecology. *Landsch. Urban Plann.* 100: 347–349.
- MacGregor-Fors, I., & R. Ortega-Álvarez. 2011. Fading from the forest: shifts in urban park bird communities in relation to their site-specific and landscape traits. *Urban For. Urban Green.* 10: 239–246.
- MacGregor-Fors, I., L. Morales-Pérez, & J. E. Schondube. 2011. Does size really matter? Species-area relationships in human settlements. *Divers. Distrib.* 17: 112–121.
- MacGregor-Fors, I., & M. E. Payton. 2013. Contrasting diversity values: statistical inferences based on overlapping confidence intervals. *PLoS One* 8: e56794.
- MacGregor-Fors, I., & J. E. Schondube. 2011. Gray vs. green urbanization: Relative importance of urban features for urban bird communities. *Basic Appl. Ecol.* 12: 372–381.
- MacGregor-Fors, I., R. Ortega-Álvarez, & J. E. Schondube. 2009. On the ecological quality of urban systems: An ornithological perspective. Pp. 51–66 *en* Graber, D. S., & K. A. Birmingham (eds). *Urban planning in the 21st century*. Nova Science Publishers, New York, New York, USA.
- MacGregor-Fors, I., L. Morales-Pérez, & J. E. Schondube. 2010a. Migrating to the city: responses of Neotropical migrant bird communities to urbanization. *Condor* 112: 711–711.
- MacGregor-Fors, I., L. Morales-Pérez, J. Quesada, & J. E. Schondube. 2010b. Relationship between the presence of House Sparrows (*Passer domesticus*) and Neotropical bird community structure and diversity. *Biol. Invasions* 12: 87–96.
- MacGregor-Fors, I., L. Morales-Pérez & J. E. Schondube. 2011. Does size really matter? Species-area relationships in human settlements. *Biodivers. Res.* 17: 112–121.
- Marzluff, J. M., E. Shulenberger, W. Endlicher, M. Alberti, G. Bradley, C. Ryan, C. ZumBrunnen, & U. Simon. 2008. *Urban ecology: an international perspective on the interaction between humans and nature*. Springer, New York, New York, USA.
- McDonnell, J. M., & S. T. A. Pickett 1990. The study of ecosystem structure and function along urban-rural gradients: an unexploited opportunity for ecology. *Ecology* 71: 1231–1237.
- McKinney, M. L. 2002. Urbanization, biodiversity and conservation. *BioScience* 52: 883–890.
- McKinney, M. L. 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biol. Conserv.* 127: 247–260.
- Mueller-Dombois, D., & H. Ellenberg. 1974. *Aims and methods of vegetation ecology*. John Wiley and Sons, New York, New York, USA.
- Munyenembe, F., J. Harris, & J. Hone. 1989. Determinants of bird populations in an urban area. *Aust. J. Ecol.* 14: 549–557.
- Murgui, E. 2007. Effects of seasonality on the species-area relationship: a case study with birds in urban parks. *Global Ecol. Biogeogr.* 16: 319–329.
- Ortega-Álvarez, R., & I. MacGregor-Fors. 2009. Living in the big city: effects of urban land-use on bird community structure, diversity, and composition. *Landsch. Urban Plann.* 90: 189–195.
- Ortega-Álvarez, R., & I. MacGregor-Fors. 2010. What matters most? Relative effect of urban habitat traits and hazards on urban park birds. *Ornitol. Neotrop.* 21: 519–533.
- Ortega-Álvarez, R., & I. MacGregor-Fors. 2011. Dusting-off the file: a review of knowledge on urban ornithology in Latin America. *Landsch. Urban Plann.* 101: 1–10.
- Pablo-López, R. E. 2009. Primer registro del perico argentino (*Myiopsitta monachus*) en Oaxaca, México. *Huitzil* 10: 48–51.
- Palomino, D., & L. M. Carrascal. 2007. Threshold distances to nearby cities and roads influence the bird community of a mosaic landscape. *Biol. Conserv.* 140: 100–109.
- Payton, M. E., M. H. Greenstone, & N. Schenker 2003. Overlapping confidence intervals or standard error intervals: What do they mean in terms of statistical significance? *J. Insect Sci.* 3: 34.
- Perepelizin, P. V., & A. M. Faggi. 2009. Diversidad

- de aves en tres barrios de la ciudad de Buenos Aires, Argentina. *Multequina* 18: 71–85.
- Pineda-López, R., & A. Malagamba-Rubio. 2009. Primeros registros de presencia y reproducción del mirlo dorso rufo (*Turdus rufopalliatu*s) en la ciudad de Querétaro, México. *Huitzil* 10: 66–70.
- Pineda-López, R., & A. Malagamba-Rubio. 2011. Nuevos registros de aves exóticas en la ciudad de Querétaro, México. *Huitzil* 12: 22–27.
- PNUMA-SEDESU-CONCYTEQ. 2008. Perspectivas del medio ambiente urbano: GEO zona metropolitana Querétaro. PNUMA-SEDESU-CON-CYTEQ, Querétaro, Querétaro, México.
- R Development Core Team. 2010. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Ralph, C. J., G. R. Geupel, P. Pyle, T. Martin, D. F. DeSante, & B. Milá. 1996. Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres. Department of Agriculture, Albany, California, USA.
- Rubio, J. M. 1995. Ambiente urbano y fauna beneficiada por el mismo. *An. Geogr. Univ. Com-plutense* 15: 619–624.
- Ruelas, I. E., & R. S. Aguilar. 2010. La avifauna urbana del parque ecológico Macuiltépetl en Xalapa, Veracruz, México. *Ornitol. Neotrop.* 21:87–103.
- Sandström, U. G., P. Angelstam, & G. Mikusiski. 2006. Ecological diversity of birds in relation to the structure of urban green space. *Landsc. Urban Plann.* 77: 39–53.
- Shen, G., M. Yu, X. S. Hu, X. Mi, H. Ren, I. F. Sun, & K. Ma. 2009. Species-area relationships explained by the joint effects of dispersal limitation and habitat heterogeneity. *Ecology* 90: 3033–3041.
- Shwartz, A., S. Shirley, & S. Kark. 2008. How do habitat variability and management regime shape the spatial heterogeneity of birds within a large Mediterranean urban park? *Landsc. Urban Plann.* 84: 219–229.
- United Nations. 2011. World urbanization prospects: the 2011 revision, data tables and highlights. Population Division of the Department of Economic and Social Affairs, New York, New York, USA.
- Zuria, I., & G. Rendón-Hernández. 2010. Notes on the breeding biology of common resident birds in an urbanized area of Hidalgo, Mexico. *Huitzil* 11: 35–41.

APÉNDICE 1. Especies de aves registradas en las áreas verdes y áreas adyacentes estudiadas. Véase la Tabla 1 para las abreviaciones de las áreas de estudio. ÁV = área verde, AA = área adyacente.

Especies	ALMA	ALNO	ALFA	BOAC	CARR	CLCA	JAHA	PANT	TEJE	UAQC	WENC	ZENE
	ÁV	AA	ÁV	AA	ÁV	AA	ÁV	AA	ÁV	AA	ÁV	AA
<i>Charadrius vociferans</i>												
<i>Columba livia</i>			•	•			•			•		•
<i>Streptopelia decaocto</i>	•		•							•		
<i>Zenaidura macroura</i>		•		•	•				•			
<i>Zenaidura macroura</i>		•		•	•				•			
<i>Columbina inca</i>	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Cyananthus latirostris</i>	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Amazilia violiceps</i>	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Melanerpes aurifrons</i>	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Sphyrapicus varius</i>	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Amazilia autumnalis</i>												•
<i>Empidonax</i> sp.			•									•
<i>Pyrocephalus rubinus</i>	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Myiarchus cinerascens</i>												•
<i>Tyrannus vociferans</i>	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Lanius ludovicianus</i>	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Hirundo rustica</i>	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Auriparus flaviceps</i>												
<i>Thryomanes bewickii</i>	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Campylorhynchus brunneicapillus</i>			•									
<i>Polioptila caerulea</i>	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Turdus rufopalliatu</i>	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Melanotis caerulescens</i>	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Toxostoma curvirostre</i>			•									
<i>Mimus polyglottus</i>												
<i>Sturnus vulgaris</i>	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Oreothlypis ruficapilla</i>	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•

APÉNDICE 1. Continuación.

Especies	ALMA	ALNO	ALFA	BOAC	CARR	CLCA	JAHA	PANT	TEJE	UAQC	WENC	ZENE
	ÁV	ÁÁ	ÁV	ÁÁ	ÁV	ÁÁ	ÁV	ÁÁ	ÁV	ÁÁ	ÁV	ÁÁ
<i>Setophaga coronata</i>	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Cardinalis pusilla</i>	•		•			•	•		•			
<i>Sporophila torqueola</i>					•				•			•
<i>Melospiza fusca</i>			•						•			
<i>Spizella pallida</i>			•						•			
<i>Pranga ludoviciana</i>	•											
<i>Quiscalus mexicanus</i>	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Molothrus aeneus</i>	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Molothrus ater</i>		•										
<i>Icterus bullockii</i>						•						
<i>Haemorrhous mexicanus</i>	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
<i>Spinus psaltria</i>	•					•						
<i>Passer domesticus</i>	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•