



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE HIDALGO

INSTITUTO DE CIENCIAS BÁSICAS E INGENIERÍA

ÁREA ACADÉMICA DE BIOLOGÍA

ESTRUCTURA Y COMPOSICIÓN DE LA AVIFAUNA Y SU INTERACCIÓN CON UN AMBIENTE URBANO EN LA CIUDAD DE PACHUCA, HIDALGO

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE

M A E S T R A E N C I E N C I A S

(**B I O D I V E R S I D A D Y C O N S E R V A C I Ó N**)

P R E S E N T A
P I L A R C A R B Ó R A M Í R E Z

DIRECTORA DE TESIS DRA. IRIANA LETICIA ZURIA JORDAN



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE HIDALGO
ÁREA ACADÉMICA DE BIOLOGÍA
MAESTRÍA EN CIENCIAS EN BIODIVERSIDAD Y CONSERVACIÓN
Ciudad Universitaria, Carretera Pachuca – Tulancingo km 4.5
Mineral de la Reforma, Hidalgo México C.P. 42184
Tel. (7) 71 72000 ext. 6653 Fax (7) 71 72 112 maritzal@uaeh.reduaeh.mx

M. en A. Julio Cesar Leines Medécigo
CONTROL ESCOLAR
DIRECTOR
P R E S E N T E

Por este conducto le comunico que, después de revisar el trabajo titulado “**ESTRUCTURA Y COMPOSICIÓN DE LA AVIFAUNA Y SU INTERACCIÓN CON UN AMBIENTE URBANO EN LA CIUDAD DE PACHUCA, HIDALGO**” que presenta la alumna de la Maestría en Ciencias en Biodiversidad y Conservación, **Biol. Pilar Carbó Ramírez**, el Comité Revisor de tesis ha decidido autorizar la impresión del mismo, hechas las correcciones que fueron acordadas.

A continuación se anotan las firmas de conformidad de los integrantes del Comité Revisor:

PRESIDENTE: Dra. Claudia E. Moreno Ortega

SECRETARIO: Dr. Arturo Sánchez González

VOCAL: Dra. Iriana L. Zuria Jordan

PRIMER SUPLENTE: Dra. Maritza López Herrera

Sin otro particular, reitero a Usted la seguridad de mi atenta consideración.

ATENTAMENTE

“AMOR, ORDEN Y PROGRESO”

Pachuca, Hgo., a 07 de noviembre del 2008.

M. EN C. OCTAVIO CASTILLO ACOSTA
Director I.C.B.I.



DEDICATORIA

A mis padres por llenar de amor mi vida, por su ejemplo y educación. Gracias por impulsarme a seguir siempre adelante defendiendo mis ideologías.

A mis sobrinos por iluminar el camino que hemos recorrido juntos con su amor, risas y ocurrencias.

AGRADECIMIENTOS

A la Dra. Iriana Zuria Jordan por guiarme a lo largo de esta etapa y por su apoyo incondicional desde el primer día. Al Dr. Arturo Sánchez, Dra. Claudia Moreno, Dra. Maritza López y Dr. Miguel Martínez-Morales por las observaciones y comentarios realizados para mejorar este trabajo.

Al M. en C. Gerardo López por haberme iniciado en el mundo de las aves, su aguda incondicional y sus célebres comentarios que me han servido para superarme como persona y profesionalista.

A los doctores Ángel Moreno y Gerardo Sánchez por sus palabras de aliento y apoyo en este proceso.

A todas las personas del ClB que me brindaron su amistad a lo largo de mi estancia en esta Universidad.

A mis hermanos, familiares y amigos por su cariño y apoyo a lo largo de mi vida personal y académica.

Agradezco al programa FOMIX-CONACYT Hidalgo mediante el proyecto “Diversidad Biológica del Estado de Hidalgo” 43761, por haberme otorgado una beca de Maestría, así como por el apoyo financiero para la realización de este trabajo.

Agradezco a los siguientes proyectos el apoyo brindado para la realización de este trabajo: SEMARNAT-CONACYT con el proyecto denominado “Efectos de urbanización sobre comunidades de aves y mamíferos en los municipios de Pachuca de Soto y Mineral de la Reforma, Hidalgo, México: El Parque Ecológico Cubitos” (clave FOSEMARNAT-2004-01-195); Proyecto PROMEP/103.5/06/1759-UNAHGO-PTC-317 “Caracterización de los bordes agrícolas y su avifauna en agroecosistemas del estado de Hidalgo”; Proyecto de Consolidación del Cuerpo Académico de Ecología PROMEP/103.5/04/2751; Programa para asegurar la Consolidación del Cuerpo Académico de Ecología Proyecto UNAH-CI-6; al Programa Anual de Investigación PAI 2006-14B.

CONTENIDO

RESUMEN

1. INTRODUCCIÓN.....	10
2. ANTECEDENTES.....	13
2.1. Avifauna y urbanización.....	13
2.2. Avifauna y parques urbanos.....	16
3. OBJETIVOS	20
3.1. Objetivo general.....	20
3.2. Objetivos específicos.....	20
4. ÁREA DE ESTUDIO.....	21
4.1. Sitios de muestreo.....	24
5. MÉTODOS.....	25
5.1. Conteos de aves.....	25
5.2. Características de las áreas verdes a nivel local y del paisaje.....	27
5.3. Análisis de datos.....	29
6. RESULTADOS.....	34
6.1. Especies de aves y su abundancia en las áreas verdes de la ciudad de Pachuca y zona conurbada.....	34
6.2. Estructura de la avifauna y completitud de los inventarios en las áreas verdes de la ciudad de Pachuca y zona conurbada.....	36
6.2.1. Comunidad de verano.....	36
6.2.2. Comunidad de invierno.....	39
6.2.3. Comparación de las comunidades de verano e invierno a partir de los índices de diversidad y equitatividad.....	42

6.3. Atributos estructurales de las áreas verdes a nivel local y del paisaje.....	43
6.4. Relación entre los atributos estructurales de las áreas verdes a nivel local y del paisaje con la riqueza y abundancia de las comunidades de aves de verano e invierno.....	47
6.4.1. Comunidad de verano.....	47
6.4.2. Comunidad de invierno.....	49
6.5. Cambios en la composición de la comunidad de aves de verano e invierno dependiendo las características de las áreas verdes y el grado de urbanización circundante.....	51
6.5.1. Comunidad de verano.....	51
6.5.2. Comunidad de invierno.....	55
7. DISCUSIÓN.....	59
7.1. Especies de aves y su abundancia en las áreas verdes de la ciudad de Pachuca y zona conurbada.....	59
7.2. Estructura de la avifauna y completitud de los inventarios en las áreas verdes de la ciudad de Pachuca y zona conurbada.....	63
7.3. Relación entre los atributos estructurales de las áreas verdes a nivel local y del paisaje con la riqueza y abundancia de las comunidades de aves de verano e invierno.....	66
7.4. Cambios en la composición de la comunidad de aves de verano e invierno dependiendo de las características de las áreas verdes y el grado de urbanización circundante.....	69
7.5. Recomendaciones para el manejo de las áreas verdes de la ciudad de Pachuca.....	70
8. CONCLUSIONES.....	72
9. BIBLIOGRAFÍA.....	75
ANEXOS.....	88

RESUMEN

Las tasas elevadas de incremento en la población humana y la urbanización han afectado a las poblaciones y comunidades de aves en todo el Mundo. Actualmente resulta necesario minimizar las consecuencias negativas del desarrollo urbano desordenado y realizar más estudios para llevar a cabo una mejor planeación, manejo y estrategias que sean efectivas para la conservación de aves en áreas urbanizadas. El objetivo general de este trabajo fue determinar la estructura y composición de las comunidades de aves en las áreas verdes de la ciudad de Pachuca y su zona conurbada en el estado de Hidalgo, y su relación con las variables del hábitat a nivel local y de paisaje. El estudio se llevó a cabo a lo largo de un año y se identificaron dos comunidades de aves, la de verano y la de invierno. Se realizaron conteos mensuales (de enero de 2007 a marzo de 2008) en los distintos tipos de áreas verdes de la ciudad (jardines, parques y camellones) utilizando el método de puntos fijos y el método de trayecto en línea. Se caracterizaron cada uno de los sitios a nivel local, midiendo el área, perímetro, estructura y composición de la vegetación. A nivel de paisaje se calculó el porcentaje de cobertura de áreas verdes y se cuantificaron los tipos de uso de suelo en buffers de 100m y 200m alrededor de cada sitio, utilizando una imagen de satélite.

Se registraron 39 especies de aves en las áreas verdes, más de 70% dentro del orden Passeriformes. La riqueza de especies para la comunidad de verano fue igual a la esperada por los modelos de acumulación de especies, mientras que para la comunidad de invierno todavía el inventario no está completo. La diversidad de la comunidad de invierno fue mayor que la diversidad de la comunidad de verano, mientras que la equitatividad no fue distinta entre las comunidades. La abundancia del total de las especies presentó una amplia variación, con el mínimo en mayo y el máximo en enero, que es cuando están presentes las aves migratorias. Para la comunidad de verano el número de especies, así como la abundancia fueron ligeramente mayores en los jardines y los parques. Para la comunidad de invierno los jardines presentaron mayor número de especies, mientras que los jardines y parques presentaron la misma abundancia.

A nivel local, se observó una mayor riqueza de aves para la comunidad de verano en áreas verdes de mayor superficie y con hierbas más altas. Para la comunidad de invierno, el área de los sitios presentó una relación positiva con la riqueza de especies. A nivel de paisaje, únicamente se encontró una relación significativa y negativa entre la riqueza de aves de la comunidad de verano y el porcentaje de área construida en buffers de 100m de radio. Para la comunidad de invierno, se observó una relación positiva y significativa entre la abundancia de aves y el porcentaje de cobertura de pavimento en buffers de 100m de radio. La presencia de áreas verdes en buffers de 100m de radio favorecieron la presencia de varias especies como *Columbina inca* (*C inc*), *Quiscalus mexicanus* (*Q mex*), *Carpodacus mexicanus* (*C mex*), *Turdus rufopalliatu* (*T ruf*) y *Toxostoma curvirostre* (*T cur*). Por otro lado, especies como *Columba livia* (*C liv*) y *Passer domesticus* (*P dom*) se vieron favorecidas por variables relacionadas con la urbanización. Para los buffers de 200m de radio se observó que la presencia de áreas verdes favoreció la presencia de especies como *Columbina inca* (*C inc*), *Cyananthus latirostris* (*C lat*) y *Toxostoma curvirostre* (*T*

cur). Mientras que otras especies estuvieron relacionadas con variables que representan una mayor urbanización como *Tyrannus vociferus* (*T voc*) y *Passer domesticus* (*P dom*). Para la comunidad de aves de invierno, la presencia de áreas verdes, así como la distancia a la vegetación natural, influyeron en la presencia de especies, en su mayoría migratorias, como: *Dendroica coronata* (*D cor*), *Mniotilta varia* (*M var*), *Piranga rubra* (*P rub*), *Piranga ludoviciana* (*P lud*), *Icterus galbula* (*I gal*) y otras residentes como: *Columbina inca* (*C inc*) y *Toxostoma curvirostre* (*T cur*). La única especie migratoria que se asoció con variables relacionadas a la urbanización fue *Wilsonia pusilla* (*W pus*), mientras que para las residentes, *Passer domesticus* (*P dom*) se asoció también con una mayor urbanización. Tanto las variables a nivel local como del paisaje influyen en la estructura y composición de las comunidades de aves, por lo que deben ser tomadas en cuenta para el manejo de las áreas verdes y los planes de desarrollo urbano.

1. INTRODUCCIÓN

A lo largo del tiempo, el ser humano ha invadido casi todos los ecosistemas ocasionando su degradación y fragmentación, convirtiéndolos en paisajes altamente modificados. La urbanización es uno de los ejemplos más notables de esta transformación y es considerada como una amenaza para la biodiversidad global (Miller y Hobbs, 2000). La urbanización puede ser definida como una serie de procesos por medio de los cuales se incrementan la densidad de población y la intensidad del uso de la tierra con los asentamientos humanos en un área (Marzluff, 2001). Para el 2025 se prevé que la población urbana de los países en vías de desarrollo llegará a los cuatro billones de habitantes (tres veces más que la población urbana esperada para los países desarrollados), lo que provocará un gran impacto sobre los ecosistemas naturales y seminaturales (Marzluff *et al.*, 2001).

El hábitat urbano difiere de los ambientes naturales; por ejemplo, la cobertura vegetal total es baja, algún estrato de la vegetación puede estar ausente y las áreas con vegetación natural están extremadamente fragmentadas (Erz, 1966; Gilbert, 1989). Los ecosistemas urbanos son relativamente similares entre sí en términos de estructura, función y restricciones para la fauna silvestre. Éstos difieren en términos de localización geográfica, tamaño y el tipo de paisaje que se ha modificado. Otro punto importante en la variación de las condiciones entre los ecosistemas urbanos es el paisaje adyacente, ya que tiene una gran influencia sobre las especies de plantas y animales que pueden sobrevivir en las ciudades (Savard *et al.*, 2000).

En particular, la avifauna es uno de los grupos afectados cuando se forman grandes ciudades, ya que la urbanización ocasiona que el hábitat

natural quede fragmentado en pequeños parches, o que éstos desaparezcan en su totalidad, creando gradientes ambientales complejos, y se sabe que algunas poblaciones de aves pueden ser particularmente sensibles a estos efectos (Savard y Falls, 1981; Clergeau *et al.*, 1998). Marzluff (1997) sugiere que la urbanización tiene efectos directos e indirectos sobre las aves, ya que con los asentamientos humanos pueden cambiar los procesos del ecosistema. Algunos efectos asociados que afectan directa o indirectamente a las aves incluyen la pérdida y degradación del hábitat, la introducción de especies exóticas, así como los cambios en la comunidad de depredadores (Chace y Walsh, 2006). Estos efectos conducen a cambios significativos en la biología de las poblaciones de aves en áreas urbanas, dando como resultado efectos sobre la estructura y composición de las comunidades de aves (Marzluff, 2001). Algunas especies llegan a ser muy susceptibles a estos cambios y, por lo tanto, desaparecen de zonas urbanas. Sin embargo, otras especies (e.g., *Passer domesticus*, *Sturnus vulgaris* y *Columba livia*) se han adaptado particularmente bien a los ecosistemas urbanos y los han colonizado mundialmente (Savard *et al.*, 2000).

Existen todavía pocos estudios que analicen los efectos de la urbanización a nivel de paisaje sobre la estructura y composición de la comunidad de aves en ambientes urbanos. Debido a las elevadas tasas de incremento en la población humana y la urbanización, resulta necesario minimizar las consecuencias negativas del desarrollo urbano desordenado y realizar más estudios para llevar a cabo una mejor planeación, manejo y estrategias que sean más efectivas para la conservación de aves en áreas rápidamente urbanizadas (Marzluff *et al.*, 2001).

El objetivo general de este trabajo es determinar la estructura y composición de las comunidades de aves en las áreas verdes de la zona urbana de la Ciudad de Pachuca y su zona conurbada en el estado de Hidalgo, y su relación con las variables del hábitat a nivel local y de paisaje. El estudio se llevó a cabo a lo largo de un año y se identificaron dos comunidades de aves, la de verano y la de invierno. La comunidad de verano incluye a las aves residentes durante la temporada de primavera-verano, y constituye un buen modelo para entender los efectos de la urbanización debido a que estas aves realizan todas sus actividades en la ciudad a lo largo de todo el año (MacGregor-Fors, 2008). Por otro lado, la comunidad de invierno comprende tanto a las aves residentes como a las migratorias, las cuales están presentes en la ciudad durante la temporada otoño-invierno. En este trabajo se considera a la estructura de las comunidades de aves en términos de su diversidad (número total y tipo de especies, así como sus abundancias relativas) y se considera a la composición de la comunidad de aves como la presencia de las diferentes especies y su variación entre las áreas verdes de la ciudad.

2. ANTECEDENTES

2.1. Avifauna y urbanización

El estudio de los efectos urbanos sobre las aves se inicia con Pitelka (1942), quien caracterizó la respuesta de la densidad poblacional de la avifauna de la costa de California a la urbanización y el desarrollo recreativo, pero fue hasta 1980 cuando se desarrollaron un gran número de estudios de aves en ambientes urbanos (Marzluff *et al.*, 2001).

Dichos trabajos se han llevado a cabo principalmente en el Hemisferio Norte, particularmente en Estados Unidos y algunos países de Europa (e.g., Emlen, 1974; Lusssenhop, 1977; Beissinger y Osborne, 1982; Blair, 1996; Jokimäki, 1999; Morneau *et al.*, 1999; Park y Lee, 2000; Hostetler y Holling, 2000; Savard *et al.*, 2000; Jones y Bock, 2002; Green y Baker, 2003; Chamberlain *et al.*, 2004; Palomino y Carrascal, 2005; Chace y Walsh, 2006; Sandström *et al.*, 2006), y en menor número en algunos países del Hemisferio Sur (Soh *et al.*, 2002 y Lim y Sodhi, 2004, en Singapur; Díaz y Armesto, 2003, en Chile; Leveau y Leveau, 2004, en Argentina; White *et al.*, 2005, en Australia; Muñoz *et al.*, 2007, en Colombia).

Estos estudios se han enfocado, principalmente, en la diversidad de aves a lo largo de un gradiente urbano y en general, se ha observado que la riqueza de especies disminuye conforme se incrementa la urbanización (Lancaster y Rees, 1979; Blair, 1996; Clergeau *et al.*, 1998; Jokimäki y Suhonen, 1998; Jokimäki y Kisanlahti-Jokimäki., 2003; Crooks *et al.*, 2004; Leveau y Leveau, 2004; Sandström *et al.*, 2006). Otros autores han estudiado los contrastes entre zonas urbanas y prístinas, y han observado que se pierden especies e incrementa la dominancia de unas pocas en las ciudades (Emlen,

1974; Beissinger y Osborne, 1982). En un estudio realizado por Johnston (2001) se muestra que algunas aves son beneficiadas con la urbanización, ya que tienen la capacidad de responder a la variación del hábitat generada por los humanos como si fuera natural, mientras que otras especies no se adaptan rápidamente.

En otros estudios realizados en zonas urbanas ha reportado que el arbolado es un componente importante del paisaje, que influye en términos generales en la diversidad de especies de fauna silvestre (Savard *et al.*, 2000), ya que se sabe que la diversidad de aves incrementa con la complejidad en la estructura de la vegetación (Lancaster y Rees, 1979; Hohtola, 1978; Luniak, 1994). En general, se han publicado algunos trabajos que reportan una alta riqueza de especies de aves en zonas urbanas que tienen extensas áreas verdes, con una mayor heterogeneidad espacial, así como una estructura vertical compleja y diversa composición de especies arbóreas (Gavareski, 1976; Tilghman, 1987).

También se han realizado trabajos a diferentes escalas espaciales en donde se ha visto que el contexto del paisaje puede influir sobre los procesos ecológicos, como los que determinan la diversidad local de la avifauna debido a que son organismos altamente móviles y pueden responder a las características del hábitat (Hostetler, 2001; Melles *et al.*, 2003).

Las investigaciones realizadas sobre los efectos de la urbanización en las comunidades de aves han dado como resultado algunos patrones generales. Primero, la composición de especies cambia en un área si ésta comienza a ser urbanizada; segundo, el número de especies decrece con el incremento en la urbanización; y tercero, la densidad o abundancia de aves

incrementa con la urbanización (Blair, 1996). Emlen (1974) menciona que el balance de especies y la densidad poblacional en una comunidad de aves que habita un área urbana, están determinados por cuatro factores básicos: a) la naturaleza y cantidad de recursos vitales en el hábitat, particularmente lugares de forrajeo, bebederos y sitios de anidación; b) la naturaleza y magnitud de factores sorpresa tal como depredadores, peatones y tráfico vehicular; c) presiones del espacio social intraespecífico, y d) competencia interespecífica. De esta manera la presencia de edificios, vegetación exótica y otros rasgos distintivos de ciudades modernas alteran profundamente los primeros dos factores y secundariamente los dos últimos.

En México se han realizado pocos estudios de aves en zonas urbanas, principalmente han sido inventarios ornitológicos. Por ejemplo, en la Ciudad de México, Ramos (1974) realizó el primer estudio ecológico de las aves de El Pedregal de San Ángel. Posteriormente, se realizaron estudios en Xochimilco donde se registraron 160 especies de aves (Hernández y Meléndez, 1975); Wilson y Ceballos-Lascurain (1987) elaboraron una lista de la ornitofauna del Distrito Federal y Parkes (1990), realizó registros adicionales de las aves del Distrito Federal. En un estudio posterior, se actualizó el listado de las aves de la Ciudad de México y se reportó la existencia de 329 especies (Wilson y Ceballos-Lascurain, 1993). En la zona urbana de Naucalpan, Estado de México, se reconoce la importancia de los cuerpos de agua que, a pesar de ser reguladores de aguas negras, todavía albergan un gran número de especies, la mayoría migratorias (Chávez, 1999). Meza (2000), en un estudio en el Lago Nabor Carrillo en Texcoco, encontró que, gracias a la restauración de la zona Federal de Texcoco, la riqueza avifaunística aumentó debido a la formación de

un mosaico de diferentes ambientes, lo cual mejoró notablemente el hábitat disponible, favoreciendo el establecimiento natural de diversas poblaciones características de la zona. En un trabajo realizado en los humedales del noroeste de la Ciudad de México, se encontró que la riqueza de especies depende no sólo de la dimensión del sitio, sino también del porcentaje de área urbana en los alrededores, de la estructura de los sustratos vegetales, de la distancia a otros sitios similares y del tipo de actividad humana (Ramírez, 2000).

La mayoría de los trabajos se han enfocado a nivel local y pocos han discutido la importancia del paisaje circundante sobre la composición y estructura de la fauna y flora de las zonas urbanas.

2.2. Avifauna y parques urbanos

En las últimas décadas, se ha reconocido la importancia que tienen los parques urbanos y las áreas verdes en general (e.g., cementerios, campos de golf, camellones) para la conservación de muchas especies de fauna silvestre en las ciudades. Estudios de comunidades de aves en parques urbanos han demostrado que estos sitios poseen mayor riqueza y diversidad de especies que otros ambientes urbanos (Hadidian *et al.*, 1997; Jokimäki y Suhonen, 1993; Tilghman, 1987), y un diseño y manejo apropiados permiten promover la biodiversidad urbana (Savard *et al.*, 2000).

Por ejemplo, en Seattle, Washington, se encontró que parques grandes con vegetación nativa presentaban una alta diversidad de especies de aves nativas, y en el extremo opuesto, los parques pequeños o altamente modificados, tenían pocas especies y la mayoría eran típicas de áreas urbanas,

mientras que las especies nativas eran poco abundantes (Gavareski, 1976). Resultados similares se han encontrado en otras regiones (Hennings y Edge 2003, en Portland, Oregon) y varios autores señalan la importancia de conservar o incrementar la vegetación nativa. Jokimäki (1999) estudió a las aves que se reproducen en parques urbanos y encontró que la presencia de especies depende del tamaño y estructura del parque, así como de la estructura del paisaje adyacente al parque, y hace énfasis en la importancia de estas variables para designar y manejar efectivamente las áreas urbanas.

El diseño de parques, plazas y jardines es importante, ya que la presencia de áreas verdes reforestadas con plantas y árboles, así como el desarrollo de un dosel frondoso, permiten que se incremente la riqueza de aves terrestres, haciendo posible la conservación en los espacios urbanos (Díaz y Armesto, 2003). El incrementar los remanentes de vegetación alrededor de las áreas verdes permite disminuir los efectos de borde entre las áreas verdes y el ambiente construido, además de que se reducen los niveles de aislamiento entre parques (White *et al.*, 2005).

También otros factores como la composición y arreglo de los tipos de hábitat alrededor de un área local, tienen impactos significativos sobre las poblaciones y comunidades de aves, y pueden ser tomados en cuenta cuando se manejan los recursos a nivel local (i.e., un parque o un área residencial) (Savard *et al.*, 2000). Además, la composición del paisaje puede modificar el grado y los efectos de la fragmentación, y probablemente pueda incrementar o limitar la accesibilidad del forrajeo y/o recursos de anidación (Andrén, 1995).

Se necesita mejor información que tome en cuenta tanto al hábitat local como a los componentes del paisaje que afectan la distribución de ciertas especies, con el objetivo de crear o mantener la biodiversidad en áreas urbanas, ya que se sabe que la biodiversidad tiene un impacto positivo sobre la calidad de vida y la educación de la gente que vive y trabaja en zonas urbanas (Jokimäki, 1999).

Son escasos los estudios de aves en parques urbanos en México, sin embargo, en algunos de estos trabajos (Villafranco, 2000 en el parque Tezozomoc en México, D.F.; Quiroz, 2003 en la Alameda Norte, Delegación Azcapotzalco, México, D.F.) se ha planteado la importancia de los corredores entre las áreas verdes y el valor que tiene la planeación de nuevos asentamientos humanos para minimizar el impacto de las áreas urbanas sobre la comunidad de aves. Varona (2001), en un estudio realizado en áreas verdes al norte de la Ciudad de México, concluye que las áreas más grandes no siempre soportan mayor cantidad de especies, ya que existen otros factores que pueden influir, como la riqueza florística del lugar.

Otros sitios con fines recreativos para el hombre también pueden favorecer la riqueza de aves de un lugar, por ejemplo, el Deportivo 18 de Marzo en la Delegación Gustavo A. Madero, México, D.F., presenta los tres estratos vegetales que favorecen la riqueza de aves (Ramírez, 2004).

En la ciudad de Puebla, también se ha trabajado con la comunidad de aves en diferentes parques urbanos. En uno de estos trabajos se encontró una relación directa entre el tamaño de los parques y la riqueza de aves (De la Fuente, 2003). En otro trabajo realizado en los parques de la misma ciudad, se encontró que las aves generalistas se benefician con la urbanización, ya que

son más tolerantes y aprovechan los recursos proporcionados por el hombre, trayendo como consecuencia una mayor competencia con especies más vulnerables, ocasionando una disminución en la riqueza de especies (Buzo y Hernández, 2004).

Para el estado de Hidalgo no existen trabajos de aves en zonas urbanas. En el municipio de Pachuca de Soto, por ejemplo, la población incrementó en un 63.14% de 1990 al 2005, lo cual ha ocasionado un crecimiento vertiginoso de las zonas urbanas, ocupando áreas de vegetación nativa (INEGI, 1993; INEGI, 2006). Sin duda, esto trae como consecuencia cambios en la estructura y composición de las comunidades de aves que habitan las áreas verdes de la capital del estado de Hidalgo, así como su zona conurbada; sin embargo, aún se desconocen los impactos directos e indirectos que tiene la urbanización sobre este grupo de organismos, por lo que son necesarios estudios para poder proponer estrategias de manejo que favorezcan a la avifauna de la zona.

3. OBJETIVOS

3.1 OBJETIVO GENERAL

Determinar la estructura y composición de las comunidades de aves en las áreas verdes dentro de la zona urbana de la Ciudad de Pachuca y su zona conurbada en el estado de Hidalgo, y su relación con las variables del hábitat a nivel local y de paisaje.

3.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Identificar las especies de aves presentes en las áreas verdes dentro de la ciudad y zona conurbada y estimar su abundancia.
2. Analizar la estructura y composición de las comunidades de aves de verano e invierno dentro de las áreas verdes de la ciudad y zona conurbada.
3. Obtener los atributos estructurales de las áreas verdes a nivel local y del paisaje circundante.
4. Identificar la relación entre los atributos estructurales de las áreas verdes a nivel local con la estructura y composición de las comunidades de aves de verano e invierno.
5. Establecer cómo influyen las variables del hábitat a nivel del paisaje sobre la estructura y composición de las comunidades de aves de verano e invierno.
6. Determinar cómo cambia la composición de la comunidad de aves de verano e invierno dependiendo de las características de las áreas verdes y el grado de urbanización circundante.

4. ÁREA DE ESTUDIO

El estudio se realizó en la ciudad de Pachuca, capital del estado de Hidalgo, la cual se conforma en su totalidad por el municipio de Pachuca de Soto y parcialmente por los municipios de Mineral de la Reforma, San Agustín Tlaxiaca, Zapotlán, Epazoyucan y Zempoala, ocupando 66,530 hectáreas aproximadamente (Fleming, 2006) (Fig. 1). Geográficamente se ubica entre los 19°50' y 20°10' de latitud norte y entre los 98°41' y 98°57' de longitud oeste.

Tiene una altitud promedio de 2,400 en las planicies y hasta 3,000 en las partes altas de la sierra que bordea a la Ciudad de Pachuca (Fleming, 2006). De acuerdo a la clasificación climática de Köppen modificada por García (1973), en el área urbana de Pachuca predomina el tipo BS1 k' w" i g, que corresponde a un clima seco semiárido, el promedio anual de temperatura es de 14.2°C (CNA, 1997) con régimen de lluvias en verano. La precipitación media anual es de 385.3 mm; el período lluvioso comprende los meses de mayo a octubre, donde dichos niveles representan el 80% del total anual (CNA, 1997).

En la zona urbana de Pachuca no hay rasgos de la vegetación primaria u original: matorral xerófilo, salvo en la porción suroriente, que es donde se localizan los cerros de Cubitos, Saucillo y las Brujas. La ciudad está rodeada tanto por zonas agrícolas de temporal, como por áreas de matorral xerófilo al norte de la ciudad y pastizal inducido mezclado con el matorral al sur de la misma (Fleming, 2006). Dado el crecimiento de la zona urbana de Pachuca, la principal comunidad vegetal natural presente y que ha sido afectada por el proceso de urbanización es la nopalera (matorral crasicaule y espinoso), vegetación constituida principalmente por nopales (*Opuntia* spp.), huizaches

(*Acacia* spp.), magueyes (*Agave* spp.), uñas de gato (*Mimosa biuncifera*), entre otras especies, que se encuentran favorecidas tanto por el clima, como por las actividades antropogénicas (Fleming, 2006). La vegetación introducida incluye eucalipto (*Eucalyptus* spp.), pirul (*Schinus molle*), pino (*Pinus* spp.), sauce (*Salix bomplandiana*), colorín (*Erythrina coralloides*), álamo blanco (*Populus alba*), fresno (*Fraxinus uhdei*), araucaria (*Araucaria heterofila*), trueno (*Ligustrum lucidum*), jacaranda (*Jacaranda acutifolia*), arrayán (*Buxus sempervirens*), entre otras (obs. per.).



Figura 1. Localización de la ciudad de Pachuca en el municipio de Pachuca de Soto.

De acuerdo con Fleming (2006), la fauna que aún se puede encontrar en la región son algunos anfibios, principalmente en las márgenes de algunas corrientes, como *Anaxyrus cognatus* y *Rana pipiens*, entre otros; para los reptiles sólo unas cuantas especies, como culebras (*Crotalus* spp., *Tamnophis* spp.) y lagartijas (*Sceloporus* spp.), entre otras. En cuanto a las aves, el orden Passeriformes es el grupo faunístico de mayor riqueza, algunas especies son: *Empidonax* spp., *Carpodacus mexicanus*, *Pipilo fuscus*, *Quiscalus mexicanus*, *Passer domesticus* y otros más (Fleming, 2006; obs. per.). Los mamíferos de mayor riqueza y abundancia en las áreas suburbanas de Pachuca y de la región son los roedores (*Lyomys irroratus*, *Baiomys musculus*) y murciélagos (*Anoura geoffroyi*, *Nycteris borealis*) (Fleming, 2006).

La tasa de crecimiento poblacional media anual para la ciudad durante el periodo 2000-2005 fue del 2.08, siendo la población total para el 2005 de 257,578 habitantes (INEGI, 2006). Conforme a las proyecciones del Instituto Municipal de Investigación y Planeación (IMIP), la población para el 2006 se estimó en 301,469 habitantes y se estima que llegará a 397,146 para el 2012 (Fleming, 2006).

Para el 2004, el 64% del municipio estaba catalogado como superficie urbana mientras que el restante 36% entraba en la clase de suelo agrícola; sin embargo para el 2006 aumentó 11 puntos porcentuales, registrando un 75% de área urbana (Fleming, 2006) lo que muestra un acelerado crecimiento urbano.

4.1. Sitios de muestreo

Se eligieron diecinueve áreas verdes (Fig. 2) enclavadas en la mancha urbana de la ciudad de Pachuca rodeadas por zonas habitacionales, comerciales y avenidas principales. Estas áreas se eligieron a partir de recorridos en el área y con la ayuda de una imagen de satélite de la ciudad (IKONOS-2, 2004, resolución 1m²). Observar el Anexo I para la distribución geográfica de los diecinueve sitios.

Las áreas verdes fueron divididas en tres tipos de ambientes representativos:

- Parques: Áreas verdes con fines recreativos para la población.
- Jardines: Áreas verdes que presentan un tamaño menor a los parques, con fines escénicos.
- Camellones: Áreas con vegetación que bordean avenidas.

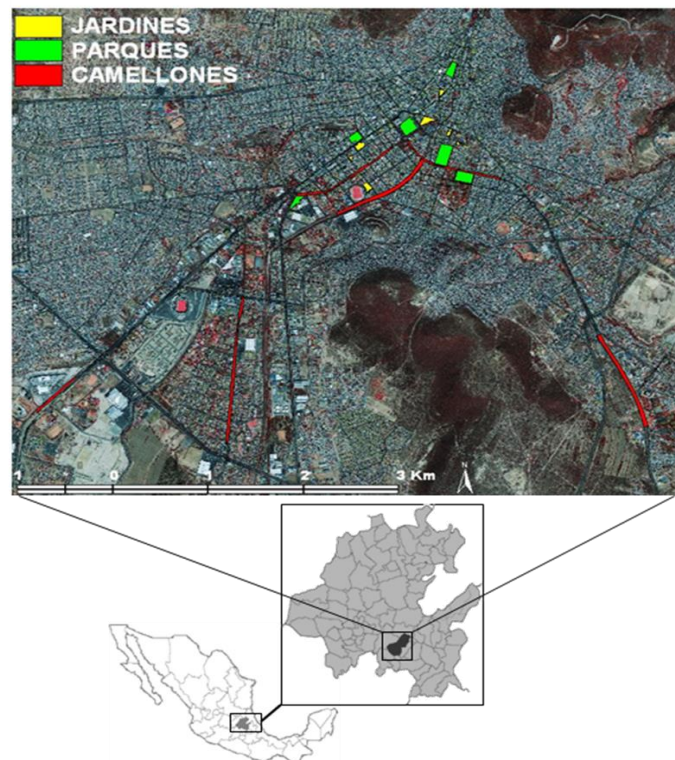


Figura 2. Localización del área de estudio y los jardines, parques y camellones seleccionados para el muestreo de aves.

5. MÉTODOS

5.1. *Conteos de aves*

Se realizaron conteos mensuales de enero de 2007 a marzo de 2008 utilizando diferentes métodos de acuerdo al tipo de área verde:

Método de puntos fijos. Para los parques y jardines se utilizó el método de puntos fijos (Ralph *et al.*, 1996) con distancia variable. Este método consiste en contar a todas las especies que sean observadas o escuchadas, mientras el observador permanece en un punto fijo. Éste ha sido utilizado en diversos estudios de aves en zonas urbanas (Savard y Falls, 1981, Blair, 1996, Clergeau *et al.*, 1998, Hostetler y Knowles-Yanez, 2003, Jokimäki y Kaisanlahti-Jokimäki, 2003) y permite estudiar las diferentes composiciones específicas y los patrones de abundancia de cada especie (Ralph *et al.*, 1996). En cada lugar se establecieron uno o dos puntos de acuerdo a su tamaño (Tabla I). La distancia entre los puntos fue de 100m para tratar de asegurar independencia y el periodo de observación para cada punto fue de 5 minutos (Ralph *et al.*, 1996).

Método de trayecto en línea. Para camellones se trazaron trayectos, ya que son lugares de forma alargada, abiertos y uniformes (Ralph *et al.*, 1996; Gregory *et al.*, 2004). En cada camellón se localizaron de uno a tres trayectos con una longitud cada uno de 500m (Tabla I), los recorridos de cada trayecto se realizaron en un tiempo de 10 min para registrar todas las aves observadas o escuchadas dentro de 10m a ambos lados del trayecto.

En todos los sitios se realizaron visitas mensuales tanto matutinas como vespertinas. Los muestreos se realizaron una hora después de la salida del sol y dos horas antes de la puesta de sol.

Tabla I. Número de puntos y trayectos de muestreo para cada área verde estudiada en la ciudad de Pachuca y zona conurbada.

CLAVE	SITIO	PUNTOS DE MUESTREO
JALO	1. Jardín Álvaro Obregón	1
JCAS	2. Jardín Casasola	1
JNIH	3. Jardín de los Niños Héroes	1
JCOL	4. Jardín Colón	1
JLIE	5. Jardín Plaza Libertad de Expresión	1
JART	6. Jardín del Arte	1
JMAE	7. Jardín del Maestro	1
PREL	8. Parque del Reloj	2
PCHA	9. Parque Plaza del Charro	2
PPAS	10. Parque Pasteur	2
PGOB	11. Parque del Gobierno	2
PHID	12. Parque Hidalgo	2
PREH	13. Parque El Rehilete	2
		NUMERO DE TRAYECTOS
CMAD	14. Camellón Av. Madero	2
CREV	15. Camellón Av. Revolución	2
CSJA	16. Camellón Av. Boulevard San Javier	3
CGAL	17. Camellón Av. Galerías	1
CRIO	18. Camellón Av. Río de las Avenidas	2
CPAT	19. Camellón Av. Carretera Pachuca-Tulancingo	2

Para la identificación de las especies de aves se utilizaron binoculares (8.5 X 44) y guías de campo (National Geographic Society, 1999; Kaufman, 2005). La clasificación taxonómica y nombres científicos utilizados son los sugeridos por la AOU (2003) y los nombres comunes son los propuestos por Escalante *et al.* (1996). La residencia de las especies, categoría de endemismo a México y el estatus de protección están basados en el trabajo de Howell y Webb (1995), González-García y Gómez de Silva (2003), Martínez-Morales y colaboradores (2007) y observaciones personales.

5.2. Características de las áreas verdes a nivel local y del paisaje

A nivel local, se midió el área y perímetro de cada sitio utilizando una imagen de satélite de la ciudad (IKONOS-2, resolución 1m²) y el programa Arcview (ver. 3.2, ESRI). Se realizó la caracterización de la vegetación en cada uno de los sitios, tomando en cuenta la estratificación y la cobertura, y sólo se reconocieron las especies arbóreas y arbustivas por sitio (Tabla II). Para el caso de los parques y jardines, se establecieron parcelas con un radio de 25m para cada punto, en cada una de las cuales se trazaron dos líneas imaginarias de 50m formando una cruz. En estas líneas se midió la cobertura del dosel y la cobertura de vegetación del suelo cada 5m utilizando un tubo ocular, mientras que la altura de los estratos de vegetación se midió cada 10m utilizando un distanciómetro óptico (arbóreo) y una cinta métrica (arbustivo y herbáceo). Para los camellones se establecieron líneas con una longitud de 100m para cada trayecto en las cuales se realizaron las mismas mediciones que para los parques y jardines. Todas las mediciones de las variables locales se realizaron una única vez, a finales del 2007, debido a que la estructura de la vegetación se mantiene constante a lo largo del año por el manejo que da a las áreas verdes la comisión de parques y jardines del Ayuntamiento.

Tabla II. Variables que describen la estructura de las áreas verdes (nivel local) y las características del paisaje circundante.

CLAVE	Variables a nivel local
HA	Área del sitio (ha)
PER	Perímetro del sitio (m)
%CD	% de cobertura del dosel
%CS	% de cobertura de vegetación del suelo
EARB	Número de especies de árboles y arbustos
AARBO	Altura de los árboles dominantes (m)
AARBU	Altura del estrato arbustivo (m)
AHERB	Altura del estrato herbáceo (m)
CLAVE	Variables a nivel del paisaje
%CAV100	% de cobertura de áreas verdes en un buffer de 100m de radio
%CAV200	% de cobertura de áreas verdes en un buffer de 200m de radio
%CP100	% de cobertura de pavimento en buffer de 100m de radio
%CP200	% de cobertura de pavimento en buffer de 200m de radio
%C100	% de cobertura de área construida en buffer de 100m de radio
%C200	% de cobertura de área construida en buffer de 200m de radio
DVN	Distancia a otros sitios con vegetación natural (m)
DAV	Distancia al área verde más cercana (m)
DAP	Distancia a la avenida principal más cercana (m)

A nivel del paisaje se midieron las variables con ayuda de la imagen de satélite y el programa ArcView (versión 3.2, ESRI) (Fig. 3). Se calculó el porcentaje de cobertura de áreas verdes y se cuantificaron los tipos de uso de suelo como porcentaje de cobertura de pavimento y de área construida en buffers de 100m y 200m alrededor de cada sitio, se midió también la distancia a otros sitios con vegetación natural, la distancia al área verde más cercana y la distancia a la avenida principal más cercana (Tabla II). Se definió como avenida principal aquella con más de un carril, que presentaba generalmente

vegetación en sus aceras, y con tráfico constante de vehículos. Esta última variable permitió obtener una medida indirecta del disturbio humano y se midió a partir del borde de cada área verde hasta la avenida principal más cercana.

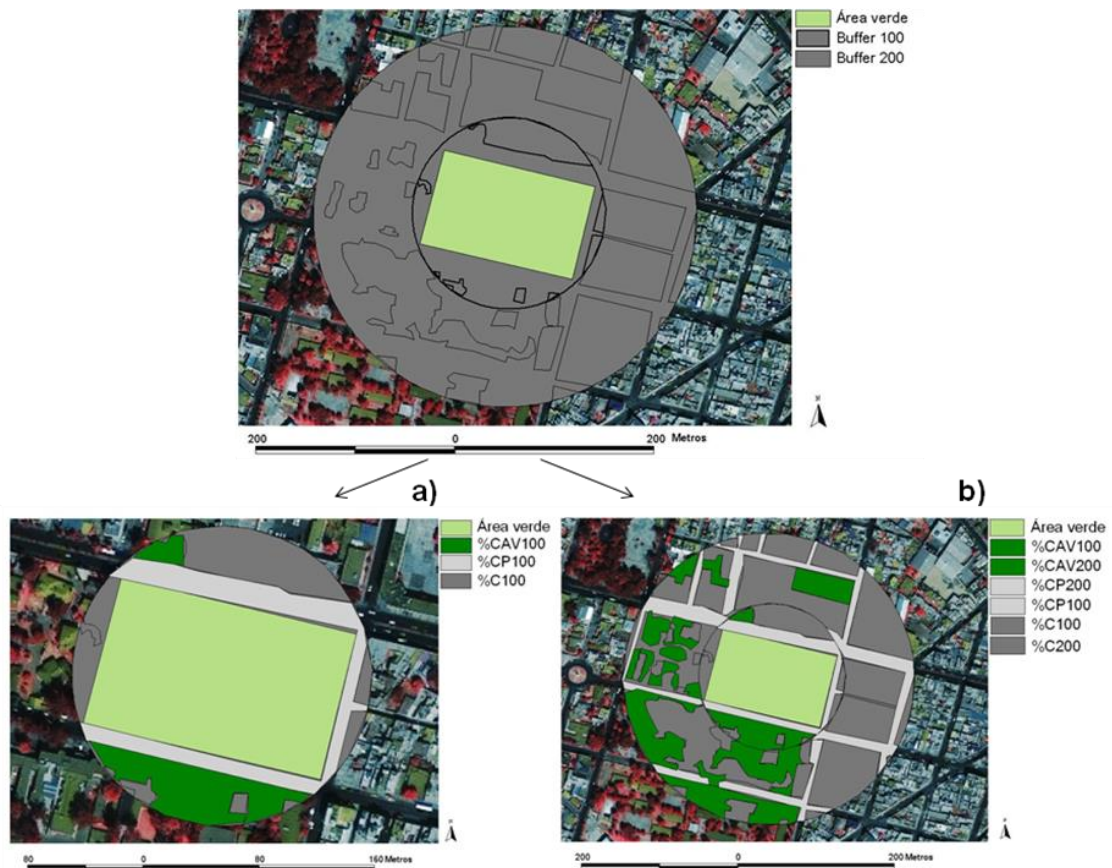


Figura 3. Ejemplo de las mediciones realizadas para cada área verde a nivel del paisaje. a) Buffer 100m y b) Buffer 200m. Las mediciones se realizaron con el programa ArcView (ver. 3.2, ESRI) sobre una imagen de satélite (IKONOS-2) de 2004.

5.3. Análisis de datos

Se consideraron dos comunidades de aves de acuerdo a la temporalidad y los patrones de residencia y migración de las especies, la comunidad de verano (sólo especies residentes) y la comunidad de invierno (especies residentes, migratorias y transitorias o accidentales). El estatus de residencia fue de acuerdo al trabajo de Martínez-Morales y colaboradores (2007). Los datos fueron analizados de manera independiente para cada una de estas

comunidades. Para cada comunidad se obtuvo la riqueza (número total de especies para cada sitio) y abundancia total (número total de individuos para cada sitio). Para analizar las diferencias entre ambientes, los datos de riqueza y abundancia se normalizaron dividiendo estos valores entre el tiempo (minutos) total de muestreo para cada ambiente, tanto para la comunidad de verano como para la de invierno.

Se analizó lo completo del inventario mediante curvas de acumulación de especies, tanto observadas como estimadas, para cada uno de los sitios. Las curvas se produjeron mediante reordenamiento aleatorio repetido (50 repeticiones) de las muestras con el programa EstimateS 7.5 (Colwell, 2004). Se utilizaron los estimadores no paramétricos Chao 1 y Chao 2 para obtener el número de especies de aves estimadas para las áreas verdes, los cuales utilizan datos de riqueza basados en incidencia y abundancia respectivamente.

Para calcular la diversidad de las comunidades de aves de verano e invierno en los sitios se utilizó el índice de diversidad de Shannon-Wiener (H'), el cual es un valor que toma en cuenta el número de especies y la igualdad o desigualdad de la distribución de individuos en las diferentes especies, y manifiesta los valores de importancia a través de todas las especies muestreadas (Moreno, 2001). Las diferencias estadísticas en los valores de diversidad entre comunidades fueron evaluadas mediante el procedimiento propuesto por Solow (1993), que consiste en la aleatorización combinada de pares de datos, seguida por el cálculo de la diferencia en el valor de diversidad entre los pares de muestras y la repetición del procedimiento 10000 veces (conocido también como "Bootstrap"), a partir de lo cual se estima la significancia (P). También se utilizó la equidad de Pielou (J') para medir la

proporción de la diversidad observada en relación con la máxima diversidad esperada. Su valor va de 0 a 1 siendo este último valor correspondiente a los casos donde todas las especies se encuentran igualmente repartidas en sus abundancias (Moreno, 2001). Los índices de diversidad, el procedimiento de Solow (1993) y la equidad se calcularon en el programa Species Diversity and Richness III v. 3.02 (Henderson y Seaby, 2002).

Para establecer si los ambientes (jardines, parques y camellones) presentaban diferencias entre ellos, con respecto a las variables medidas a nivel local y del paisaje, se utilizaron análisis de varianza de una vía (ANOVA), y la prueba a posteriori de Tukey. Se utilizó también el análisis de Kruskal-Wallis, en caso de que las variables no cumplieran con los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas, y la prueba a posteriori de Bonferroni. Estos análisis se realizaron con el programa PAST (Hammer *et al.*, 2008, versión 1.78), y se utilizó un valor de significancia de $\alpha=0.05$.

Se utilizaron regresiones lineales múltiples (Kleinbaum *et al.*, 1998) para analizar la relación entre la riqueza de especies, la abundancia, el índice de diversidad y equitatividad con las variables independientes a nivel local y del paisaje. La posible correlación entre variables independientes fue explorada por medio de la prueba de Pearson (Anexo II). El objetivo principal de las regresiones fue identificar el subconjunto de variables independientes que explicarán una mayor proporción en la variación de las variables dependientes, por lo que los modelos finales se obtuvieron utilizando la técnica de eliminación por pasos hacia adelante (Kleinbaum *et al.*, 1998). Este análisis elimina todas las variables que no se relacionaron significativamente con las variables dependientes. Las variables independientes fueron consideradas

estadísticamente significativas para explicar la variación en una variable dependiente cuando $P < 0.05$. Se analizó la normalidad de las variables independientes por medio de la prueba Kolmogorov-Smirnov y se transformaron aquellas que no cumplieran con el supuesto de normalidad (ver Anexo II). Estos análisis fueron realizados con SigmaStat (Jandel Scientific, 2006, versión 3.5) y SAS (Version 8.00, SAS Institute Inc., 1999.).

Para los análisis correspondientes a la comunidad de verano, las variables dependientes para el análisis de regresión fueron los datos de riqueza y abundancia, las cuales resultaron ser normales. Al igual que para la comunidad de verano, las variables dependientes de la comunidad de invierno para el análisis de regresión fueron los datos de riqueza y abundancia, de las cuales sólo la abundancia resultó ser no normal y fue transformada con raíz cuadrada (Sokal y Rohlf, 1995).

Para ambas comunidades las variables independientes utilizadas en los análisis de regresión fueron las medidas obtenidas a nivel local y del paisaje. A nivel local se utilizaron los valores medios de la cobertura de vegetación del suelo y dosel, la altura del estrato arbóreo y herbáceo, también el área (ha) y el número de especies arbóreas y arbustivas. A nivel del paisaje se utilizó el porcentaje de cobertura de áreas verdes, el porcentaje de cobertura de pavimento y el porcentaje de cobertura de área construida en buffers de 100 y 200m de radio, además se utilizó la distancia a otros sitios con vegetación natural y la distancia al área verde más cercana.

Las variables a nivel local y del paisaje fueron analizadas de manera independiente para evitar el error de mezclar escalas espaciales diferentes en un mismo análisis (Wiens, 1989; Morrison *et al.*, 1998; Zuria, 2003).

Se utilizó el análisis de correspondencia canónica (CCA por sus siglas en inglés), para determinar la influencia de las variables a nivel local y del paisaje sobre la abundancia de cada una de las especies de verano e invierno. En el CCA las combinaciones de variables ambientales son seleccionadas para producir una separación máxima de la distribución de especies en el ordenamiento espacial (ter Braak, 1987). Con este análisis se puede inferir qué variables pueden explicar mejor la variación en la abundancia de cada especie. En este análisis, los datos de las especies consistieron en el total de individuos para cada especie en cada una de las áreas verdes, sumando todos los muestreos. Los datos de las variables ambientales a nivel local y del paisaje fueron las utilizadas para la correlación de Pearson (Anexo II). En los análisis se incluyeron 17 especies para la comunidad de verano, 37 especies para la comunidad de invierno y 19 áreas verdes. Se utilizó la prueba Monte Carlo con 199 permutaciones para establecer la significancia de la relación entre las especies y las variables ambientales (CANOCO 4; ter Braak y Smilauer, 1998).

6. RESULTADOS

6.1. Especies de aves y su abundancia en las áreas verdes de la ciudad de Pachuca y zona conurbada.

Se registraron 39 especies de aves pertenecientes a cinco órdenes y 18 familias en los 19 sitios (Anexo III); de las cuales 22 son residentes, 15 migratorias, una es transitoria/ocasional y no se identificó en campo a nivel de especie el género *Contopus*, por lo que no es posible determinar su residencia. También se registró a la especie *Hirundo rustica* (golondrina) sobrevolando los sitios, pero sin evidencia que indique que utilizaban directamente las áreas verdes. Se registró una especie endémica (aquellas especies que viven dentro de los límites de una entidad federativa) específica al noroeste de México, tres especies semiendémicas (endémicas a un país o una región durante una época del año) y dos casi semiendémicas (penetran ligeramente a algún país vecino debido a la continuidad de los hábitat o sistemas orográficos) y sólo una especie tiene la categoría de amenazada de acuerdo a la NOM-059-2001 (SEMARNAT, 2002) (Anexo IV). Las especies de aves registradas representan cinco gremios tróficos: insectívoros (59%), granívoros (28%), nectarívoros (5%), frugívoros (5%) y omnívoros (3%) (Anexo IV).

Más de 70% de las especies pertenecen al orden Passeriformes, mientras que Ciconiiformes presentó sólo una especie. El resto de los órdenes presentaron entre dos y tres especies. El orden Passeriformes presentó 14 familias, mientras que el resto de los órdenes tuvo sólo una familia. Se presenta el resumen sistemático comparativo en la Tabla III.

Tabla III. Resumen sistemático comparativo de las aves encontradas durante el estudio. Se indica el número de especies por familia.

ORDEN	FAMILIA	No. de ESPECIES
Ciconiiformes	Ardeidae	1
Columbiformes	Columbidae	3
Apodiformes	Trochilidae	2
Piciformes	Picidae	2
Passeriformes	Tyrannidae	3
	Troglodytidae	1
	Regulidae	1
	Sylviidae	1
	Turdidae	1
	Mimidae	2
	Sturnidae	1
	Bombycillidae	1
	Parulidae	7
	Thraupidae	2
	Emberizidae	2
	Icteridae	6
	Fringillidae	2
Passeridae	1	

La abundancia del total de las especies presentó una amplia variación, con un valor mínimo (N=778) en mayo y un máximo (N=1,285) en enero (Fig. 4); mientras que para la riqueza de especies se observaron valores menores durante la temporada de mayo a agosto (N=14), lo que corresponde a la temporada del año en la cual sólo la comunidad de verano está presente, y valores máximos de enero a abril y en diciembre (N=25), época en la cual se encuentra presente la comunidad de invierno.

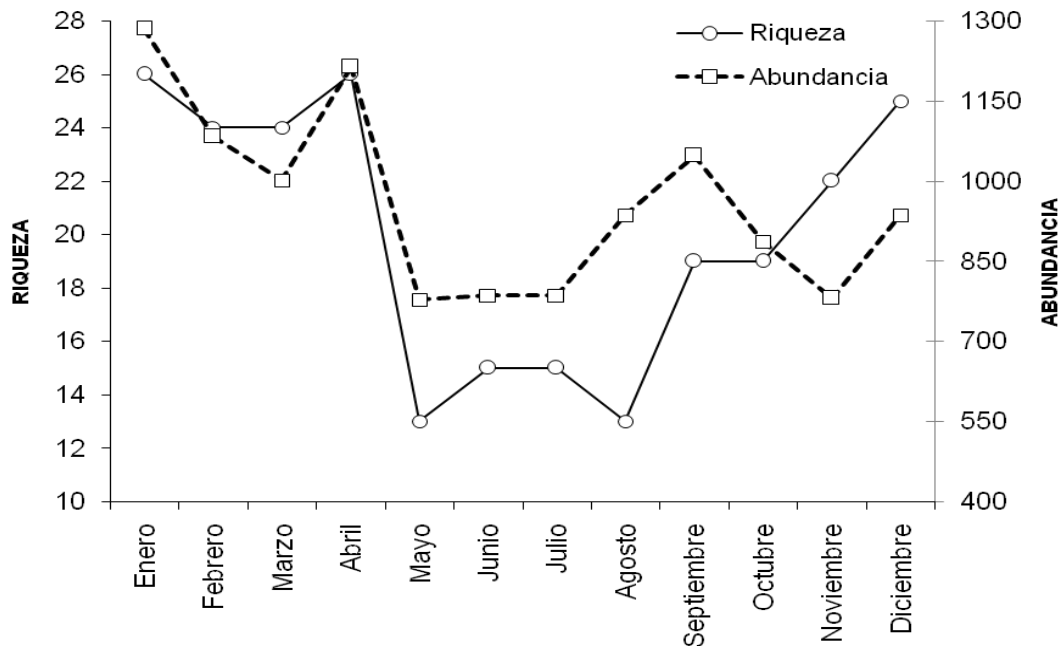


Figura 4. Comportamiento anual de la abundancia y riqueza general de las áreas verdes de la ciudad de Pachuca y zona conurbada.

6.2. Estructura de la avifauna y completitud de los inventarios en las áreas verdes de la ciudad de Pachuca y zona conurbada.

6.2.1. Comunidad de verano

Para la comunidad de verano se registraron 17 especies pertenecientes a 11 familias y tres órdenes (Anexo IV). El orden Passeriformes aportó el mayor número de familias (9) y las familias mejor representadas a nivel específico fueron Columbidae (tres especies) e Icteridae (tres especies).

El número de especies fue ligeramente mayor en los jardines que en los parques y camellones (Fig. 5a). Los parques fueron las áreas verdes que tuvieron mayor abundancia de aves, seguidos por los jardines (Fig. 5b).

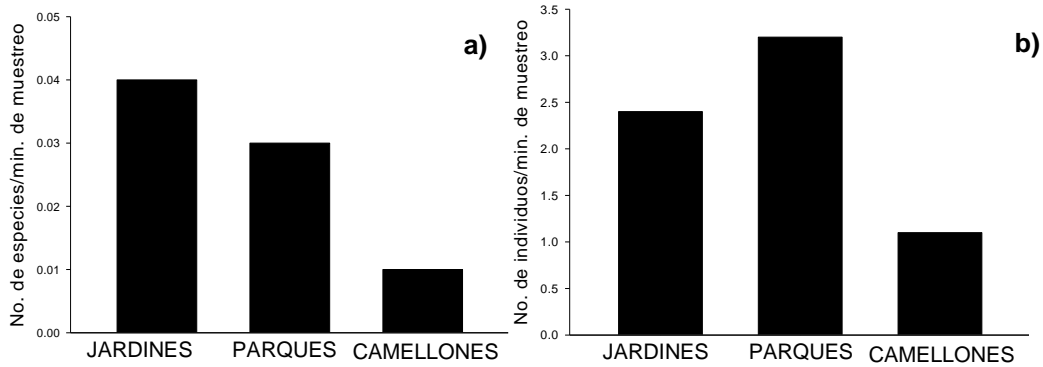


Figura 5. a) Número de especies totales/minutos de muestreo totales y b) Número de individuos totales/minutos de muestreo totales para la comunidad de aves de verano entre las distintas áreas verdes de la ciudad de Pachuca y su zona conurbada.

Para la comunidad de verano las especies registradas representan cinco gremios tróficos: granívoros (10 especies), insectívoros (4 especies), nectarívoros (1 especie), frugívoros (1 especie) y omnívoros (1 especie). Los parques y camellones presentaron más especies granívoras, mientras que las especies insectívoras fueron más comunes en los jardines (Fig. 6).

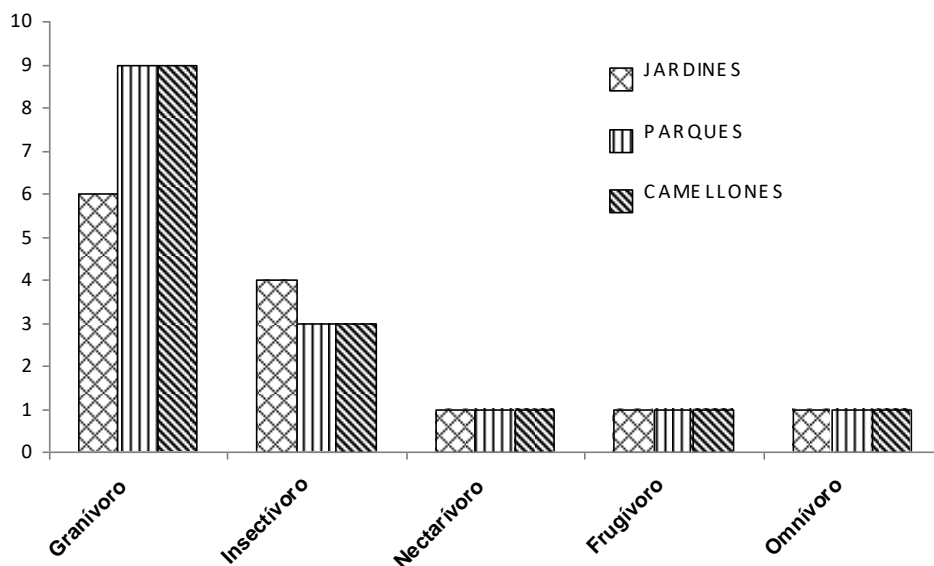


Figura 6. Comparación de los gremios tróficos de la comunidad de aves de verano entre los distintos tipos de áreas verdes en la ciudad de Pachuca y su zona conurbada.

Los estimadores no paramétricos de riqueza Chao 1 y Chao 2 para la comunidad de verano indican que está completo el inventario de especies de aves en las áreas verdes seleccionadas de la ciudad de Pachuca y su zona conurbada (Fig. 7). La representatividad de los muestreos fue de 100%.

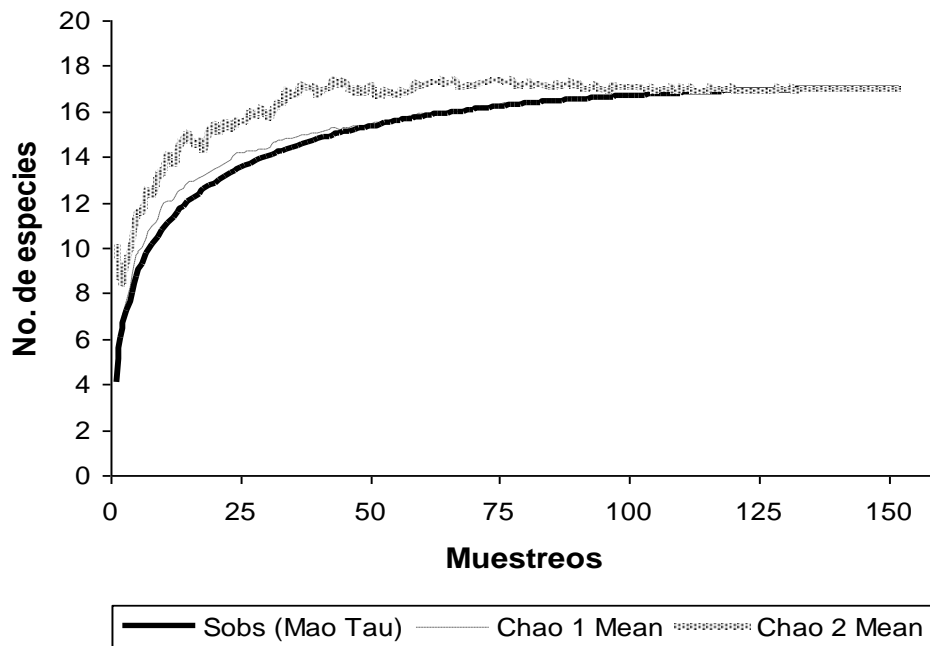


Figura 7. Curvas de acumulación de especies de riqueza observada (Sobs) y riqueza estimada por estimadores no paramétricos Chao 1 y Chao 2. Los muestreos corresponden al número de visitas mensuales matutinas y vespertinas a los sitios seleccionados, del mes de mayo al mes de agosto de 2007.

El cálculo de las especies esperadas para cada uno de los sitios con los mismos estimadores indica que el 84% de los sitios tuvo más del 80% de completitud (Tabla IV).

Tabla IV. Valores de riqueza observada (Sobs) y de los estimadores no paramétricos para la comunidad de verano de cada sitio. Entre paréntesis se muestra el porcentaje de completitud del inventario.

Sitio	Sobs	Estimador Abundancia	Estimadores Incidencia
		Chao 1	Chao2
JALO	8	8 (100)	9 (89)
JCAS	8	8 (100)	8 (100)
JNIH	8	18 (44)	17 (47)
JCOL	5	5 (100)	5 (100)
JLIE	5	5 (100)	5 (100)
JART	8	8 (100)	8 (100)
JMAE	7	8 (88)	8 (88)
PREL	5	6 (83)	6 (83)
PCHA	10	11 (91)	11 (91)
PPAS	9	9 (100)	9 (100)
PGOB	9	9 (100)	9 (100)
PHID	10	10 (100)	10 (100)
PREH	10	10 (100)	10 (100)
CMAD	5	5 (100)	5 (100)
CREV	6	6 (100)	6 (100)
CSJA	7	10 (70)	10 (70)
CGAL	9	9 (100)	9 (100)
CRIO	8	9 (89)	8 (100)
CPAT	10	11 (91)	14 (71)

6.2.2. Comunidad de invierno

Para la comunidad de invierno se registraron 37 especies pertenecientes a 18 familias y cinco órdenes (Anexo IV). El orden mejor representado fue Passeriformes con 14 familias y la familia mejor representada a nivel específico fue Parulidae (siete especies). En los jardines se observó un mayor número de especies por minuto de muestreo y en los camellones se observó el menor número de especies (Fig. 8a). Los jardines y parques presentaron la misma abundancia de aves por minuto de muestreo, y los camellones presentaron la menor abundancia (Fig. 8b).

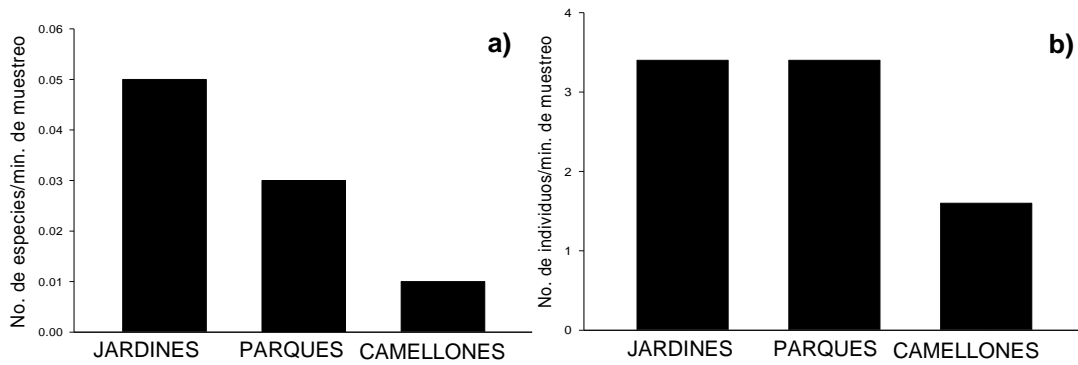


Figura 8. a) Número de especies totales/minutos de muestreo totales y b) No. de individuos totales/minutos de muestreo totales para la comunidad de aves de invierno entre las distintas áreas verdes de la ciudad de Pachuca y su zona conurbada.

Para la comunidad de invierno las especies registradas representan cinco gremios tróficos: insectívoros (22 especies), granívoros (10 especies), nectarívoros (2 especies), frugívoros (2 especies) y omnívoros (1 especie). Las especies granívoras fueron más comunes en camellones, mientras que las especies insectívoras fueron más comunes en los parques y las nectarívoras en los jardines (Fig. 9).

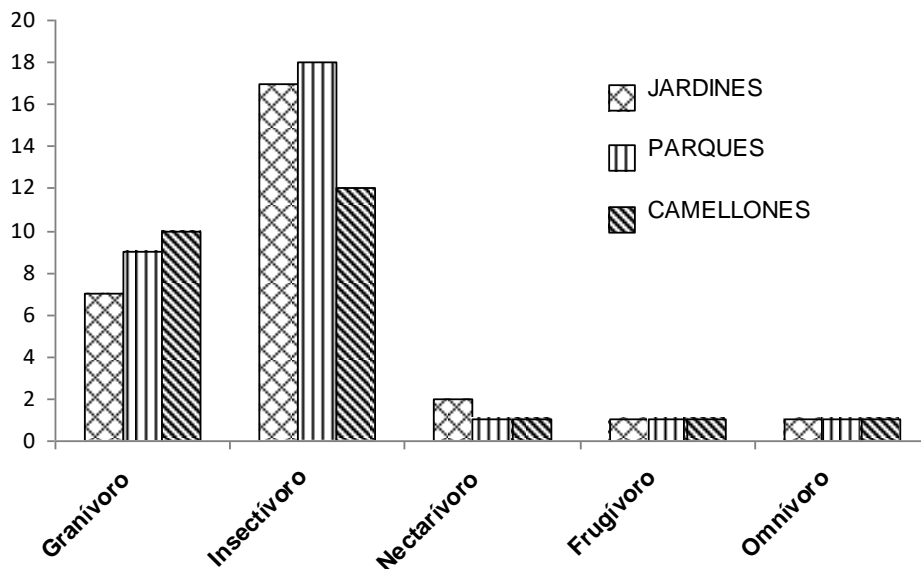


Figura 9. Comparación de los gremios tróficos de la comunidad de aves de invierno entre los distintos tipos de áreas verdes en la ciudad de Pachuca y su zona conurbada.

Para la comunidad de aves de invierno los estimadores no paramétricos de riqueza indican que el inventario de especies de aves en las áreas verdes aún no está completo, faltando entre tres (Chao 2) y cuatro (Chao 1) especies (Fig. 10). La representatividad total de los muestreos fue del 92%.

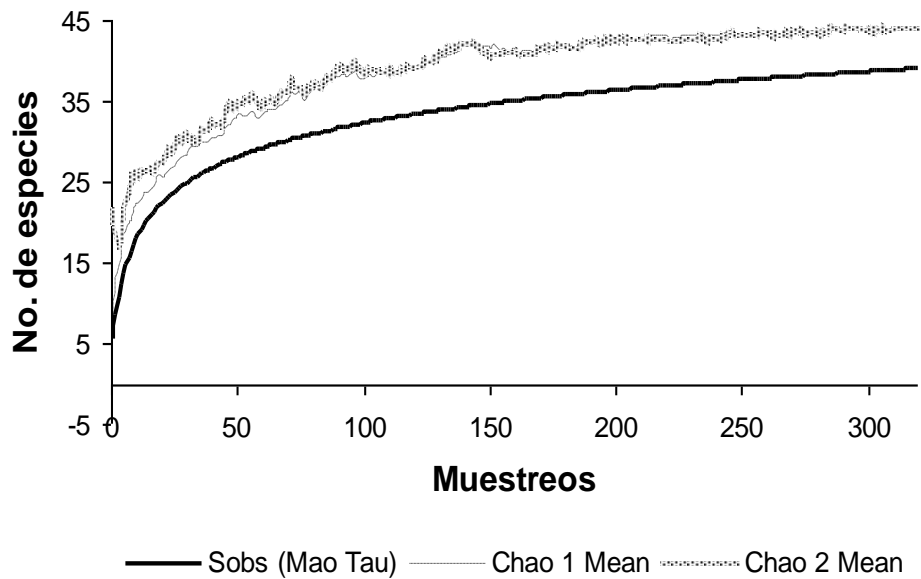


Figura 10. Curvas de acumulación de especies de riqueza observada (Sobs) y riqueza estimada por estimadores no paramétricos Chao 1 y Chao 2. Los muestreos corresponden al número de visitas mensuales matutinas y vespertinas a las áreas verdes de la ciudad de Pachuca en los meses de enero-abril y septiembre-diciembre.

El cálculo de las especies esperadas de invierno para cada uno de los sitios con los mismos estimadores indica que el 53% de los sitios tuvieron más del 80% de completitud (Tabla V).

Tabla V. Valores de riqueza observada (Sobs) y de los estimadores no paramétricos para la comunidad de invierno de cada sitio. Entre paréntesis se muestra el porcentaje de completitud del inventario.

Sitio	Sobs	Estimador Abundancia	Estimadores Incidencia
		Chao 1	Chao2
JALO	13	15 (87)	14 (93)
JCAS	19	24 (79)	22 (86)
JNIH	11	12 (92)	17 (65)
JCOL	12	13 (92)	13 (92)
JLIE	16	22 (73)	19 (84)
JART	19	23 (83)	26 (73)
JMAE	13	16 (81)	18 (72)
PREL	11	12 (92)	12 (92)
PCHA	15	18 (83)	18 (83)
PPAS	16	19 (84)	17 (94)
PGOB	20	35 (57)	34 (59)
PHID	18	19 (95)	19 (95)
PREH	18	19 (95)	20 (90)
CMAD	11	11 (100)	11 (100)
CREV	12	13 (92)	12 (100)
CSJA	10	13 (77)	11 (91)
CGAL	15	15 (100)	15 (100)
CRIO	17	20 (85)	22 (77)
CPAT	14	15 (93)	28 (50)

6.2.3. Comparación de la comunidad de verano e invierno a partir de los índices de diversidad y equitatividad.

La comparación de las comunidades de verano e invierno por el método de Solow (1993) reveló diferencias significativas en la diversidad ($d=-0.320$; $P<0.05$) y equitatividad ($d=-0.088$; $P<0.05$), siendo más diversa y equitativa la comunidad de invierno.

Comparando los índices de diversidad y equitatividad de las comunidades de verano e invierno para cada uno de los sitios se observó que el Parque Pasteur (PPAS) fue el sitio que tuvo la mayor diversidad durante el verano y el Jardín Colón (JCOL) fue el menos diverso, mientras que el Jardín Casasola (JCAS) fue el sitio que tuvo la mayor diversidad durante el invierno y

el Parque del Reloj (PREL) tuvo una menor diversidad que el resto de los sitios. La baja diversidad se reflejó en el índice de equitatividad ya que los sitios que presentaron una menor diversidad fueron los menos equitativos, por ejemplo el Jardín Colón (JCOL) para la comunidad de verano y el Parque del Reloj para la comunidad de invierno (Tabla VI).

Tabla VI. Valores de índice de diversidad y equitatividad obtenidos para las comunidades de aves de verano e invierno en cada uno de las áreas verdes de la ciudad de Pachuca y su zona conurbada.

SITIO	ÍNDICE DE DIVERSIDAD ^a		ÍNDICE DE EQUITATIVIDAD ^b	
	Comunidad de verano	Comunidad de invierno	Comunidad de verano	Comunidad de invierno
JALO	1.38	1.76	0.67	0.69
JCAS	1.74	2.31	0.84	0.78
JNIH	0.79	1.50	0.38	0.62
JCOL	0.58	0.94	0.36	0.38
JLIE	1.20	1.90	0.74	0.68
JART	1.84	2.02	0.88	0.69
JMAE	0.98	0.90	0.51	0.35
PREL	0.66	0.79	0.41	0.33
PCHA	1.55	1.87	0.67	0.69
PPAS	1.93	2.19	0.88	0.79
PGOB	1.84	2.18	0.84	0.73
PHID	1.72	2.08	0.75	0.72
PREH	1.89	1.89	0.82	0.65
CMAD	1.44	1.67	0.89	0.70
CREV	1.35	1.53	0.75	0.62
CSJA	1.00	1.43	0.52	0.62
CGAL	1.55	2.22	0.71	0.82
CRIO	1.51	2.03	0.73	0.72
CPAT	0.91	1.58	0.40	0.60

^a Shannon-Wiener

^b Piellou

6.3. Atributos estructurales de las áreas verdes a nivel local y del paisaje.

La media y el intervalo de las variables medidas a nivel local (área, perímetro, cobertura vegetal del dosel y suelo, etc.) en los distintos ambientes y del paisaje (distancia al área verde más cercana, distancia a sitios de vegetación natural, % de área construida) se muestran en la Tabla VII.

Tabla VII. Media e intervalo (mín-máx) de las variables medidas a nivel local y del paisaje en 19 áreas verdes de la ciudad de Pachuca y su zona conurbada. Descripción de la estructura de los sitios y características del paisaje.

Variable		Media ± SD	Min-max
Nivel local			
HA	Área del sitio (ha)	0.81 ± 0.67	0.12 – 2.0
PER	Perímetro del sitio (m)	918.61 ± 874.76	192.80 – 48.10
%CD*	% de cobertura de dosel	54.26 ± 14.90	35 – 87
%CS*	% de cobertura de vegetación del suelo	58.89 ± 22.61	11 – 100
EARB	Número de especies de árboles y arbustos	3.80 ± 1.61	1 – 7
AARBO*	Altura de los árboles dominantes (m)	7.80 ± 4.02	2 – 16
AARBU*	Altura del estrato arbustivo (m)	0.48 ± 0.62	0 – 2
AHERB*	Altura del estrato herbáceo (m)	11.72 ± 12.99	2 – 46
Nivel del paisaje			
%CAV100	% de cobertura de áreas verdes en un buffer de 100m de radio	14.87 ± 20.93	0 – 95.11
%CAV200	% de cobertura de áreas verdes en un buffer de 200m de radio	15.50 ± 13.44	0.69 – 63.04
%CP100	% de cobertura de pavimento en un buffer de 100m de radio	44.88 ± 18.43	12.78 – 76.48
%CP200	% de cobertura de pavimento en un buffer de 200m de radio	55.76 ± 13.16	16.65 – 76.96
%C100	% de cobertura de área construida en un buffer de 100m de radio	18.63 ± 6.41	8.53 – 36.77
%C200	% de cobertura de área construida en un buffer de 200m de radio	19.14 ± 3.83	11.01 – 29.68
DVN	Distancia a otros sitios con vegetación natural (m)	908.68 ± 541.35	469 – 2955
DAV	Distancia al área verde más cercana (m)	307.91 ± 624.63	10.47 - 2425.34
DAP	Distancia a la avenida principal más cercana (m)	33.10 ± 70.34	0 - 246

*Los datos fueron promediados para cada sitio.

Se observaron diferencias significativas entre el área (HA) para los tres tipos de áreas verdes, en general los jardines fueron más pequeños que los parques y camellones ($F = 8.4$, $P = 0.003$, $df = 2$; Fig. 11a). También se observaron diferencias significativas entre el número de especies de árboles y arbustos (EARB) registrados en los tres tipos ambientes, los camellones tuvieron un menor número de especies de árboles y arbustos que los parques y jardines ($H = 10.6$, $P = 0.005$; Fig. 11b). No se observaron diferencias significativas entre los tres tipos de área verde para ninguna de las otras variables medidas a nivel local.

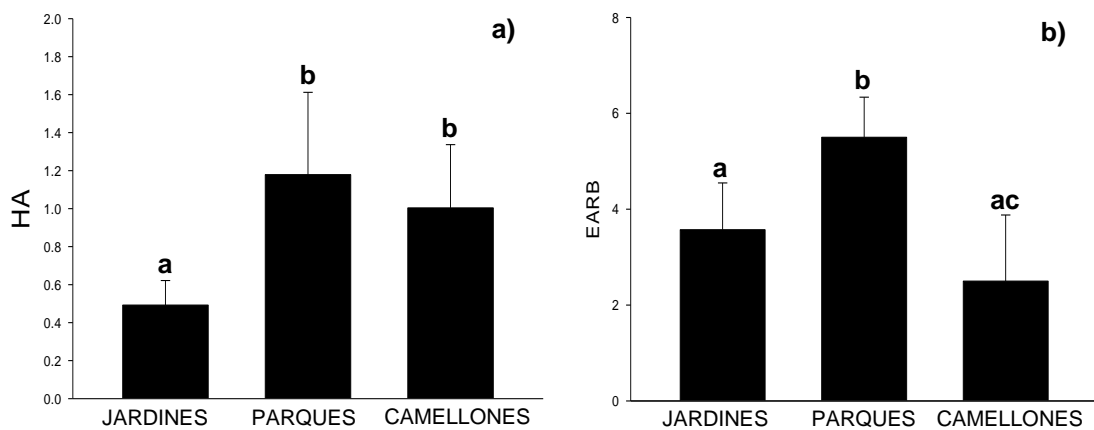


Figura 11. a) Diferencias en el área (HA) y b) en el número de especies de árboles y arbustos (EARB) para los tres tipos de áreas verdes en la ciudad de Pachuca y su zona conurbada. Se muestran los promedios \pm una desviación estándar.

Al comparar las variables a nivel paisaje entre ambientes sólo se observaron diferencias significativas en las variables %CAV100, %CAV200, %C100 y %C200 y DAP. Para la variable de porcentaje de cobertura de áreas verdes en un buffer de 100m de radio (%CAV100) se observaron diferencias entre ambientes, los camellones presentaron una mayor cobertura de áreas verdes aledañas que los jardines y parques ($F = 8.9$, $P = 0.002$, $df = 2$; Fig. 12a). También para el porcentaje de cobertura de áreas verdes en un buffer de 200m de radio (%CAV200) se observaron diferencias significativas, donde los jardines y parques tuvieron menor cobertura que los camellones ($F = 5.1$, $P = 0.02$, $df = 2$; Fig. 12b).

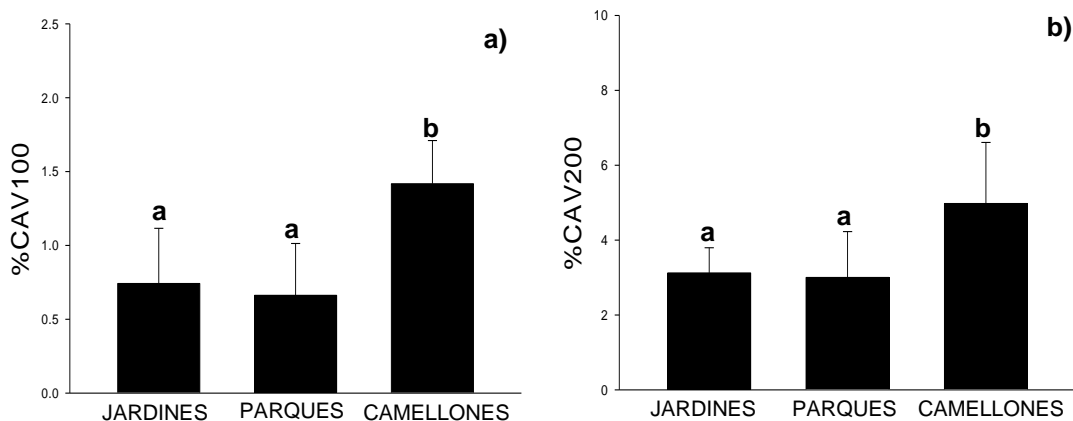


Figura 12. a) Diferencias en el porcentaje de cobertura de áreas verdes en un buffer de 100m de radio (%CAV100) y b) en el porcentaje de cobertura de áreas verdes en un buffer de 200m de radio (%CAV200) para los tres tipos de áreas verdes en la ciudad de Pachuca y su zona conurbada. Se muestran los promedios \pm una desviación estándar.

Para el porcentaje de cobertura de área construida en buffers de 100m de radio (%C100), los jardines fueron significativamente distintos de los parques y camellones, ya que presentaron una mayor cobertura de área construida ($F = 9.5$, $P = 0.002$, $df = 2$; Fig. 13a). Mientras que para el porcentaje de cobertura de área construida en un buffer de 200m de radio (%C200), los jardines fueron diferentes significativamente a los camellones ($F = 5.9$, $P = 0.01$, $df = 2$; Fig. 13b).

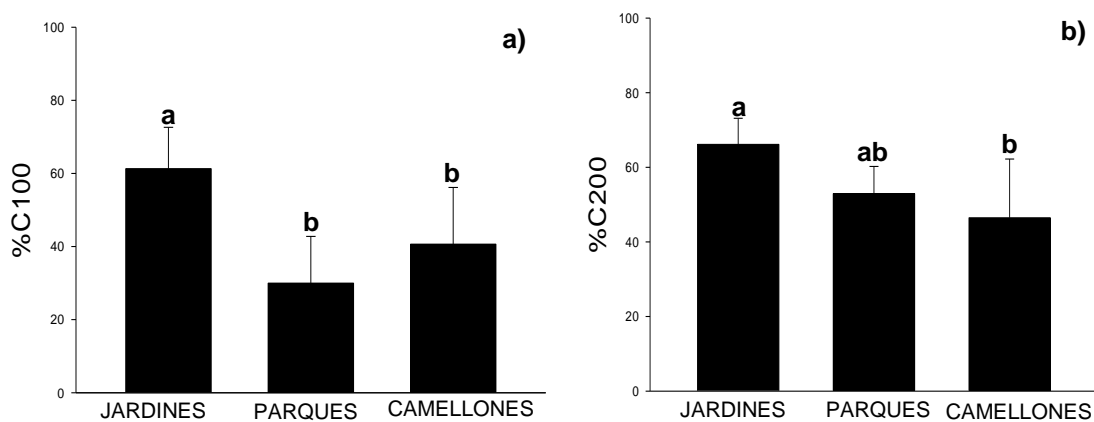


Figura 13. a) Diferencias entre %C100 y los ambientes (\pm DS), b) Diferencias entre %C200 y los ambientes. Desviación estándar (\pm DS).

Al comparar la distancia a la avenida principal más cercana (DAP) entre los ambientes se observó que los jardines, parques y camellones fueron significativamente distintos entre si, y los jardines presentaron una mayor distancia a las avenidas principales de la ciudad ($H=16.01$, $P=0003$, Fig. 14).

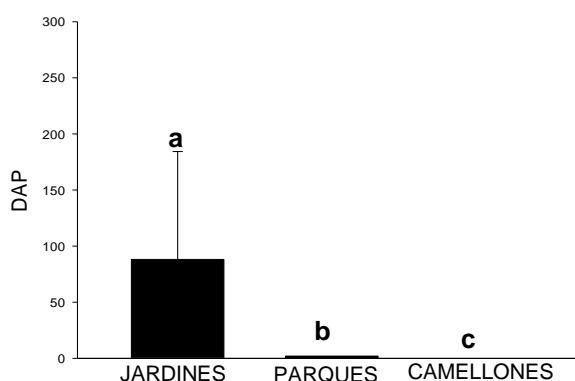


Figura 14. Distancia promedio (\pm Desviación estándar) a la avenida principal más cercana (DAP) en los tres ambientes muestreados en la ciudad de Pachuca.

6.4. Relación entre los atributos estructurales de las áreas verdes a nivel local y del paisaje con la riqueza y abundancia de las comunidades de aves de verano e invierno.

6.4.1. Comunidad de verano

A nivel local, la riqueza de especies tuvo una relación positiva con el área (HA) de los sitios, así como con la altura de herbáceas (AHERB) (Tabla VIII y Fig. 15). El resto de los predictores potenciales no fueron seleccionados por el análisis de regresión. No se obtuvieron modelos significativos para la abundancia, índice de diversidad y equitatividad de aves de la comunidad de verano a nivel local.

Tabla VIII. Relación entre la riqueza de especies de la comunidad de verano y las variables a nivel local. Error estándar (SE).

Modelo General	$R^2 = 0.60$	$F = 12.07$	$P < 0.001$
	Coeficiente de regresión	SE	<i>P</i>
Constante	3.87	0.85	
HA	2.92	0.67	<0.001
AHERB	1.59	0.62	0.021

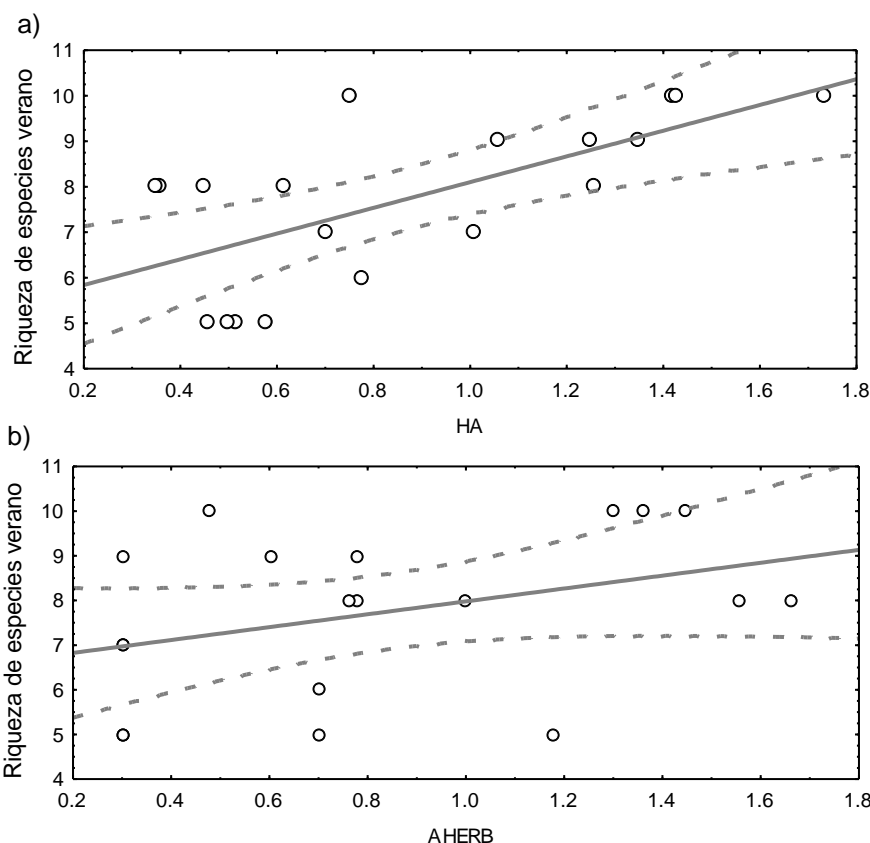


Figura 15. a) Riqueza de especies para la comunidad de verano y el área (HA) de los sitios; b) Riqueza de especies de la comunidad de verano y la altura de herbáceas (AHERB). Se muestra la curva de regresión ajustada y los intervalos de confianza al 95%.

A nivel del paisaje, únicamente se encontró una relación significativa y negativa entre la riqueza de aves y el porcentaje de área construida en un buffer de 100m de radio (%C100) (Tabla IX y Fig. 16). El resto de los predictores potenciales no fueron seleccionados por el análisis de regresión y no se obtuvieron modelos significativos para la abundancia, índice de diversidad y equitatividad de aves de la comunidad de verano a nivel del paisaje.

Tabla IX. Relación entre la riqueza de especies de la comunidad de verano y las variables a nivel del paisaje. Error estándar (SE).

Modelo General	R ² = 0.40	F= 10.75	P=0.005
	Coeficiente de regresión	SE	P
Constante	10.69	0.97	
%C100	-0.07	0.02	0.005

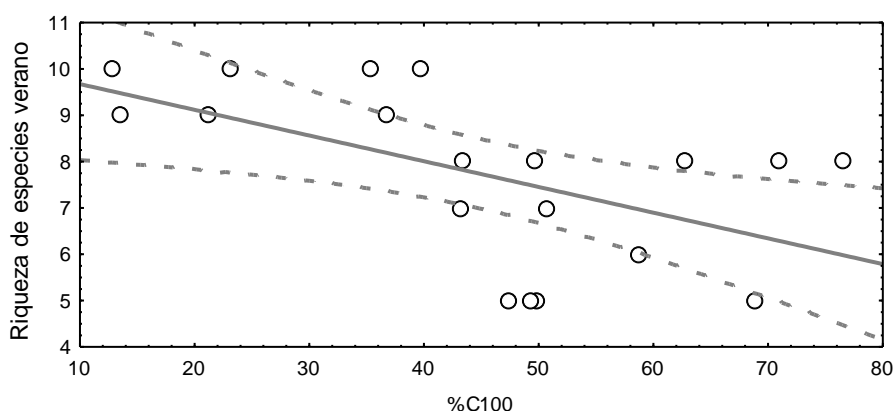


Figura 16. Riqueza de especies de la comunidad de verano y el porcentaje de cobertura de área construida en un buffer de 100m de radio (%C100). Se muestra la curva de regresión ajustada y los intervalos de confianza al 95%.

6.4.2. Comunidad de invierno

Al igual que para la comunidad de verano, a nivel local la riqueza de especies fue una función positiva del área (HA) de los sitios (Tabla X y Fig. 17). El resto de los predictores potenciales no fueron seleccionados por el análisis de regresión. No se obtuvieron modelos significativos para la abundancia, el índice de diversidad y equitatividad de aves de la comunidad de invierno a nivel local.

Tabla X. Relación entre la riqueza de especies de la comunidad de invierno y las variables a nivel local. Error estándar (SE).

Modelo General	R²= 0.20	F= 4.31	P=0.05
	Coeficiente de regresión	SE	P
Constante	11.83	1.55	
HA	3.33	1.60	0.05

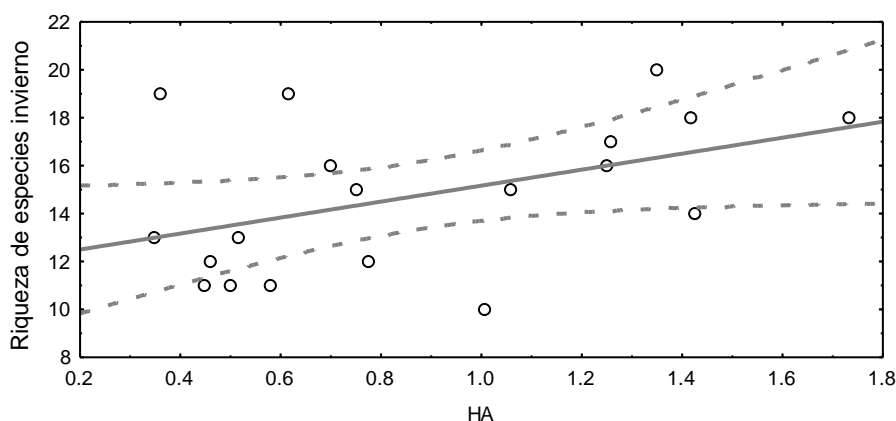


Figura 17. Riqueza de especies de la comunidad de invierno y el área (HA) de los sitios. Se muestra la curva de regresión ajustada y los intervalos de confianza al 95%.

A nivel del paisaje, se obtuvo una relación positiva y significativa entre la abundancia de aves y el porcentaje de pavimento en buffer de 100m de radio (Tabla XI y Fig. 18). El resto de los predictores potenciales no fueron seleccionados por el análisis de regresión y no se obtuvieron modelos significativos para la riqueza, índice de diversidad y equitatividad de aves de la comunidad de invierno a nivel del paisaje.

Tabla XI. Relación entre la abundancia de especies de la comunidad de invierno y las variables a nivel del paisaje. Error estándar (SE)

Modelo General	R²= 0.29	F= 7.05	P=0.02
	Coeficiente de regresión	SE	P
Constante	0.81	7.32	
%CP100	4.51	1.70	0.02

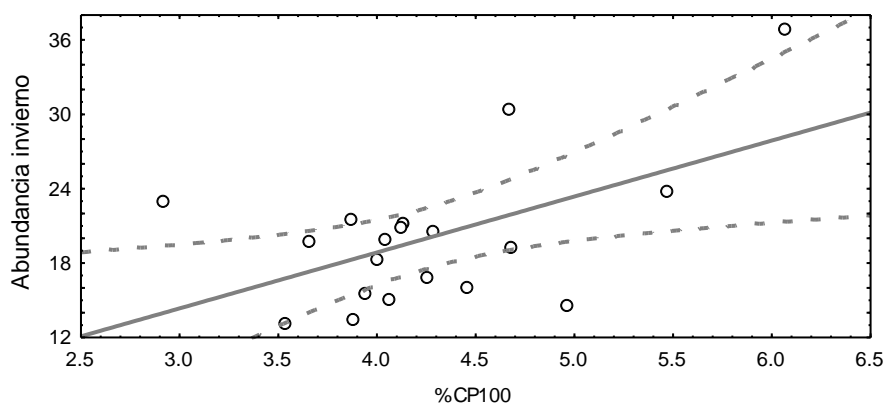


Figura 18. Abundancia de las aves de la comunidad de invierno y el porcentaje de cobertura de pavimento en un buffer de 100m de radio (%CP100). Se muestra la curva de regresión ajustada y los intervalos de confianza al 95%.

6.5. Cambios en la composición de las comunidades de aves de verano e invierno dependiendo de las características de las áreas verdes y el grado de urbanización circundante.

6.5.1. Comunidad de verano

El resultado del análisis de correspondencia canónica (CCA) para la comunidad de aves de verano no fue significativo para las variables a nivel local, mientras que para las variables ambientales a nivel del paisaje fue significativo para las siguientes variables medidas en buffers de 100m de radio fijo: %CAV100, %CP100, %C100, DVN y DAV ($P= 0.04$). Los tres ejes canónicos considerados explican juntos un 36.3% de la varianza de los datos de las especies y un 94.4% de su relación con las variables ambientales (Tabla XII). Además, los autovalores indican la importancia de los ejes al explicar las variaciones antes descritas.

Tabla XII. Resumen del análisis de correspondencia canónica de la abundancia de aves de la comunidad de verano en función de las variables ambientales medidas a nivel paisaje en buffers de 100m de radio fijo.

Ejes	CCA			Inercia Total
	1	2	3	
Autovalor (Eigenvalue)	0.25	0.13	0.05	1.196
Correlación Especies-VARIABLES Ambientales	0.83	0.79	0.77	
Porcentaje acumulado de la varianza:				
Especies	20.90	31.90	36.30	
Especies-VARIABLES Ambientales	54.30	83.10	94.40	
Sumatorio de Autovalores				1.196
Sumatoria de Autovalores Canónicos				0.459

Las variables ambientales con los sitios y las especies se muestran gráficamente en un diagrama de ordenación (Fig. 19). La ordenación del CCA muestra cómo las especies de aves responden a las distintas variables ambientales. De un total de 17 especies de aves, 13 se encuentran localizadas en la mitad del diagrama. La presencia de áreas verdes (%CAV100), así como la distancia a la vegetación natural (DVN) favorecieron la presencia de varias especies como *Columbina inca* (*C inc*), *Quiscalus mexicanus* (*Q mex*), *Carpodacus mexicanus* (*C mex*), *Turdus rufopalliatu*s (*T ruf*) y *Toxostoma curvirostre* (*T cur*). Por otro lado, especies como *Columba livia* (*C liv*) y *Passer domesticus* (*P dom*) se vieron favorecidas por variables relacionadas con la urbanización.

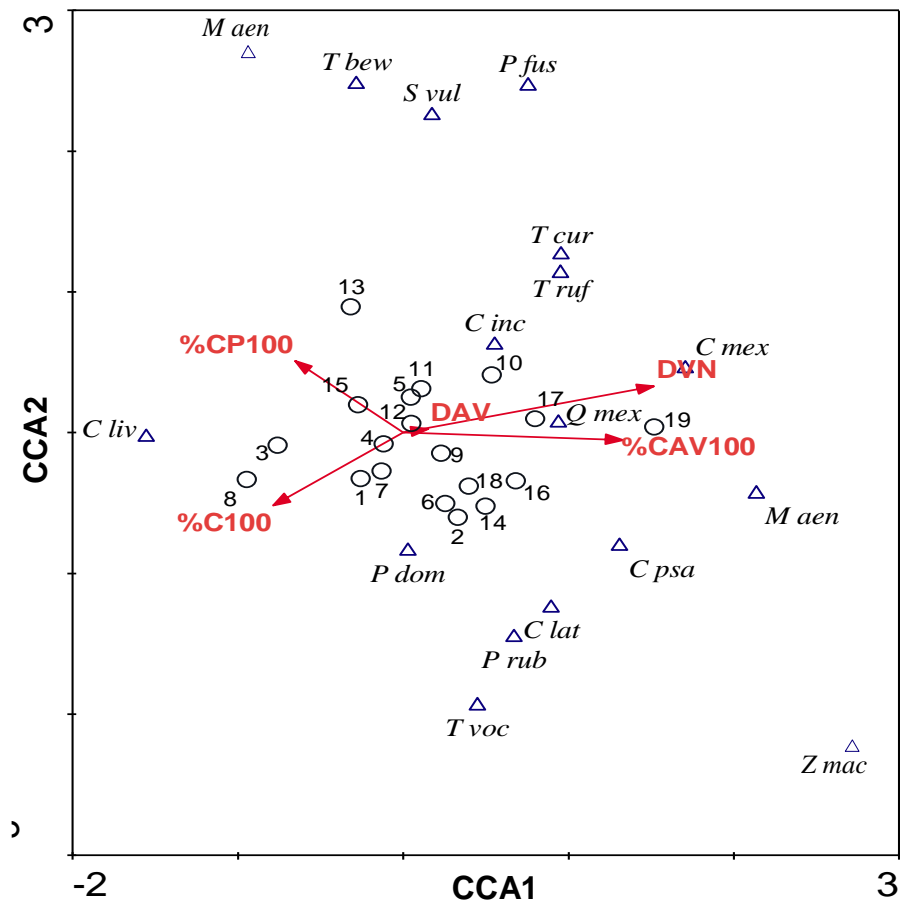


Figura 19. Proyección de las variables ambientales representadas con flechas, de las áreas verdes representadas con círculos (los números corresponden a cada uno de los sitios) y las especies representadas con triángulos (n=17) en el plano definido por los ejes CCA1 y CCA2. La longitud de las flechas indica la importancia de la variable ambiental en el modelo, la dirección de las flechas indica la magnitud en la cual la variable ambiental está correlacionada con los ejes, el ángulo entre flechas indica la correlación entre variables, y la localización de los sitios con respecto a las flechas indica las características ambientales de los sitios. La localización de las especies con respecto a las flechas indican las preferencias ambientales de las especies. Ver Tablas I, II y Anexo IV para la definición de sitios, variables del paisaje y especies respectivamente.

Para los buffers de 200-m de radio el análisis de correspondencia canónica (CCA) fue significativo para las siguientes variables ambientales: %CAV200, %CP200, %C200, DYN y DAV (P=0.005). Los tres ejes canónicos considerados explicaron juntos un 44.5% de la varianza de los datos de las especies y un 90.6% de su relación con las variables ambientales (Tabla XIII). Además, los autovalores indican la importancia de los ejes al explicar las variaciones antes descritas.

Tabla XIII. Resumen del análisis de correspondencia canónica de la abundancia de aves de la comunidad de verano en función de las variables ambientales a nivel paisaje con buffer de 200m de radio fijo.

Ejes	CCA			Inercia Total
	1	2	3	
Autovalor (Eigenvalue)	0.24	0.16	0.13	1.196
Correlación Especies-VARIABLES Ambientales	0.87	0.79	0.88	
Porcentaje acumulado de la varianza:				
Especies	19.60	33.50	44.50	
Especies-VARIABLES Ambientales	39.90	68.20	90.60	
Sumatorio de Autovalores				1.196
Sumatoria de Autovalores Canónicos				0.587

Gráficamente, las variables ambientales con los sitios y las especies se muestran en el diagrama de ordenación (Fig. 20). De un total de 17 especies de aves, 12 estuvieron localizadas en la mitad del diagrama. La presencia de áreas verdes (%CAV200), así como la distancia a la vegetación natural (DVN) influyeron en la presencia de un mayor número de especies como *Columbina inca* (*C inc*), *Cynanthus latirostris* (*C lat*) y *Toxostoma curvirostre* (*T cur*). Mientras que otras especies estuvieron relacionadas con variables que representan una mayor urbanización como *Tyrannus vociferus* (*T voc*) y *Passer domesticus* (*P dom*).

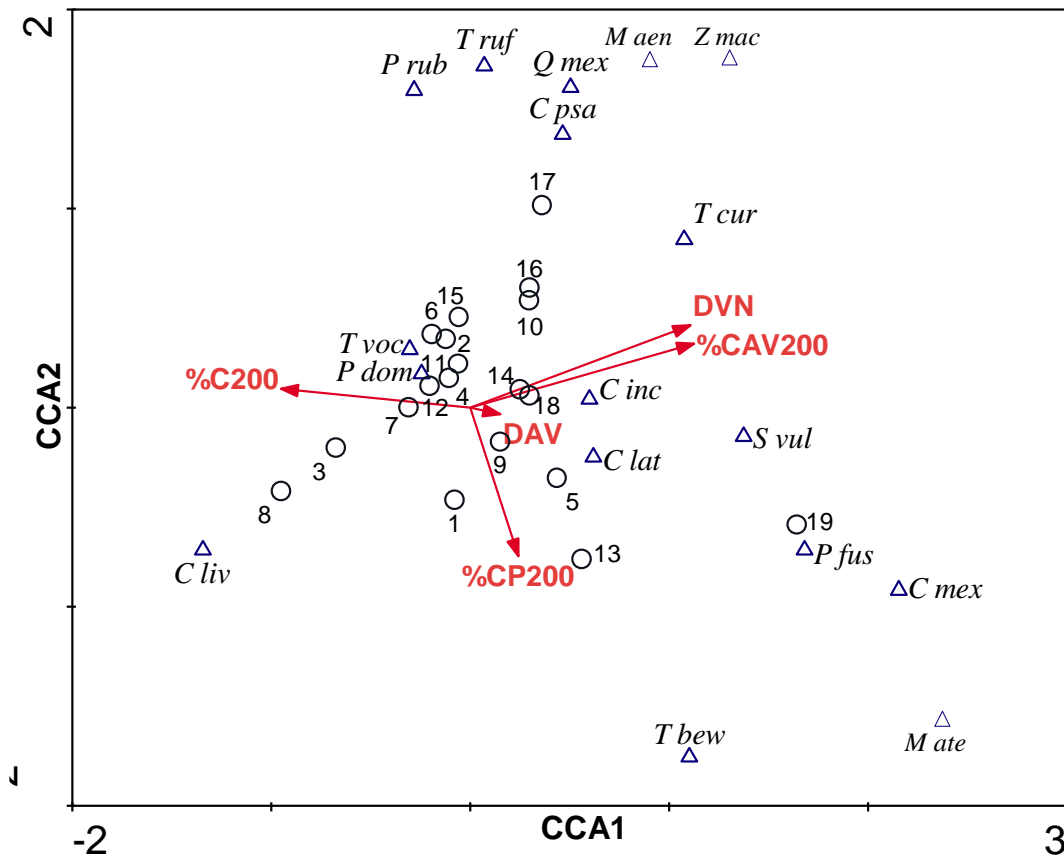


Figura 20. Proyección de las variables ambientales representadas con flechas de las áreas verdes representadas con círculos (los números corresponden a cada uno de los sitios) y las especies representadas con triángulos ($n=17$) en el plano definido por los ejes CCA1 y CCA2. La longitud de las flechas indica la importancia de la variable ambiental en el modelo, la dirección de las flechas indica la magnitud en la cual la variable ambiental esta correlacionada con los ejes, el ángulo entre flechas indica la correlación entre variables, y la localización de los sitios con respecto a las flechas indica las características ambientales de los sitios. La localización de las especies con respecto a las flechas indican las preferencias ambientales de estas especies. Ver Tablas 1, 2 y Anexo III para la definición de sitios, variables del paisaje y especies respectivamente.

6.5.2. Comunidad de invierno

El análisis de correspondencia canónica (CCA) para la comunidad de aves de invierno no fue significativo para las variables medidas a nivel local, ni para las variables ambientales a nivel del paisaje medidas en buffers de 200m de radio. Para el caso de las variables ambientales medidas a nivel del paisaje en buffers de 100m de radio el análisis sí fue significativo para las siguientes variables: %CAV100, %CP100, %C100, DVN y DAV ($P= 0.02$). Los tres ejes

canónicos considerados explicaron juntos un 36.4% de la varianza de los datos de las especies y un 87.8% de su relación con las variables ambientales (Tabla XIV). Además, los autovalores indican la importancia de los ejes al explicar las variaciones antes descritas.

Tabla XIV. Resumen del análisis de correspondencia canónica de la abundancia de aves de la comunidad de invierno en función de las variables ambientales a nivel paisaje con buffer de 100m de radio fijo.

Ejes	CCA			Inercia Total
	1	2	3	
Autovalor (Eigenvalue)	0.23	0.16	0.08	1.320
Correlación Especies-VARIABLES Ambientales	0.76	0.89	0.78	
Porcentaje acumulado de la varianza:				
Especies	17.30	30.00	36.40	
Especies-VARIABLES Ambientales	41.60	72.40	87.80	
Sumatorio de Autovalores				1.320
Sumatoria de Autovalores Canónicos				0.547

Gráficamente, las variables ambientales con los sitios y las especies se muestran en el diagrama de ordenación (Fig. 21). De un total de 37 especies de aves, 29 estuvieron localizadas en la mitad del diagrama, de las cuales 19 son especies migratorias. La presencia de áreas verdes (%CAV100), así como la distancia a la vegetación natural (DVN), influyeron en la presencia de un mayor número de especies en la comunidad de invierno en su mayoría migratorias como: *Dendroica coronata* (*D cor*), *Mniotilta varia* (*M var*), *Piranga rubra* (*P rub*), *Piranga ludoviciana* (*P lud*), *Icterus galbula* (*I gal*) y otras residentes como: *Columbina inca* (*C inc*), *Toxostoma curvirostre* (*T cur*) y *Quiscalus mexicanus* (*Q mex*). La única especie migratoria que se asoció con variables relacionadas a la urbanización fue *Wilsonia pusilla* (*W pus*), mientras que para las residentes, *Passer domesticus* (*P dom*) se asoció también con una mayor urbanización como en las proyecciones anteriores.

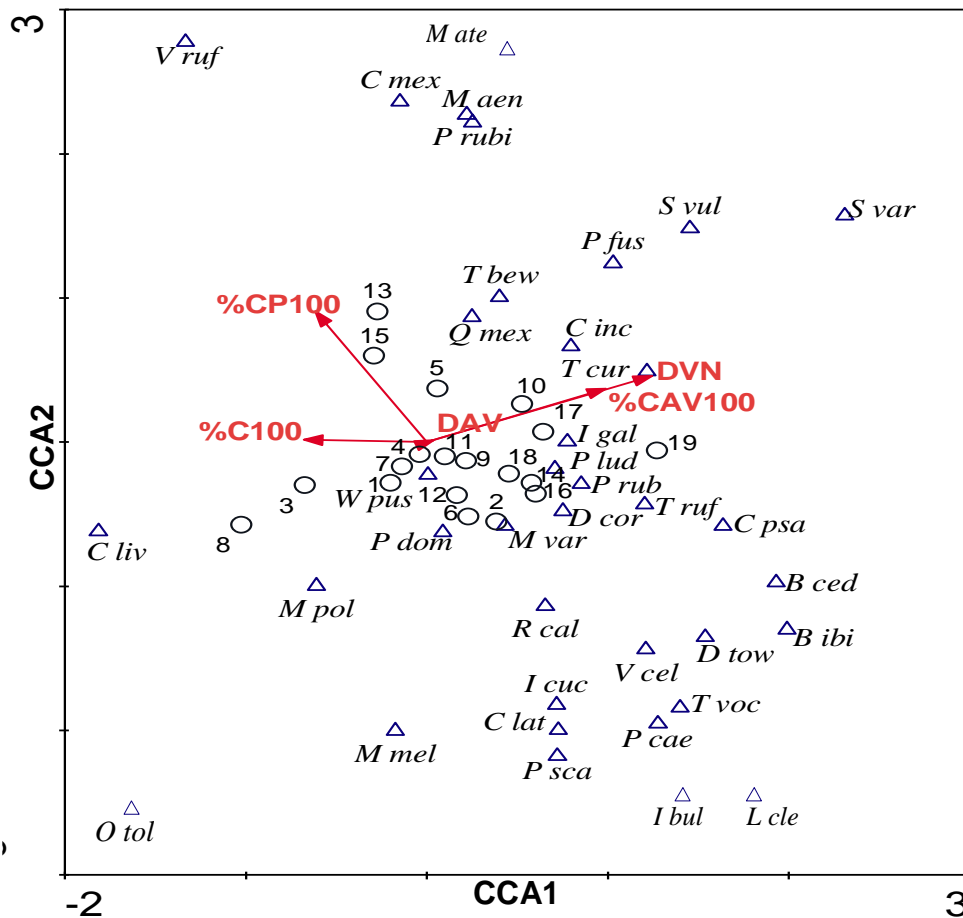


Figura 21. Proyección de las variables ambientales representadas con flechas de las áreas verdes representadas con círculos (los números corresponden a cada uno de los sitios) y las especies representadas con triángulos (n=37) en el plano definido por los ejes CCA1 y CCA2. La longitud de las flechas indica la importancia de la variable ambiental en el modelo, la dirección de las flechas indica la magnitud en la cual la variable ambiental está correlacionada con los ejes, el ángulo entre flechas indica la correlación entre variables, y la localización de los sitios con respecto a las flechas indica las características ambientales de los sitios. La localización de las especies con respecto a las flechas indican las preferencias ambientales de estas especies. Ver Tablas 1, 2 y Anexo III para la definición de sitios, variables del paisaje y especies respectivamente.

En los diagramas de ordenación presentados (Figs. 19, 20 y 21) el punto que corresponde a cada especie indica que ahí esa especie tiene su valor más alto de frecuencia de aparición. Si proyectamos hacia ambos lados alguna línea de determinada variable ambiental, y trazamos desde el punto de alguna especie una línea perpendicular hacia la proyección de la variable, sabremos qué tanto se relaciona la especie con la variable ambiental dependiendo de la

distancia que haya entre ese punto de unión y el centro del diagrama. Lo mismo es válido para las áreas verdes. Un problema con los diagramas de ordenación es que las especies que no están relacionadas al eje de ordenación tienden a estar localizadas en el centro del diagrama y no es posible distinguir cuáles especies tienen verdaderamente su óptimo en el centro (Ter Braak 1987).

7. DISCUSIÓN

7.1. *Especies de aves y su abundancia en las áreas verdes de la ciudad de Pachuca y zona conurbada*

El paisaje urbano se hace cada vez más importante para las sociedades humanas (UN, 2001) y este desarrollo tiene efectos de gran alcance sobre la diversidad biológica de todo el mundo (p.ej. Savard *et al.*, 2000). Muchos de los estudios que se han realizado en ambientes urbanos coinciden en señalar la presencia y dominancia de especies de aves que previamente no estaban establecidas en las zonas urbanas y que ahora presentan amplias áreas de distribución como *Columba livia*, *Passer domesticus* y *Carpodacus mexicanus*. Estas especies, así como algunas otras, presentan una alta tolerancia a los ambientes perturbados o con una urbanización excesiva (Gavareski, 1976; Lancaster y Rees, 1979; Savard y Falls, 1981; Jokimäki *et al.*, 1996). Por otro lado, también se ha señalado la disminución de la diversidad de especies de aves en las áreas urbanizadas, así como una alta similitud en la composición de especies entre ciudades. Esto puede deberse a que las áreas urbanas son evolutivamente hábitats jóvenes, y sólo unas pocas especies están adaptadas a la vida en ciudades, por lo que unas cuantas especies son las que se vuelven dominantes (Jokimäki, 1999).

En el presente trabajo el orden Passeriformes fue el mejor representado en las áreas verdes de la ciudad de Pachuca y su zona conurbada con más del 70% de las especies. Esto ha sido observado en otros estudios realizados en ambientes urbanos (Ramírez, 2000; Duarte, 2001; Varona, 2001; González, 2004), y en general en estudios de aves en ambientes terrestres (Duarte, 2001). Por lo anterior, no es raro que en estudios de aves, este orden sea

dominante, ya que cuenta con aproximadamente el 60% del total de especies de aves en todo el mundo (Terres, 1991). Dentro del orden Passeriformes, las familias mejor representadas fueron Parulidae, Icteridae y Tyrannidae. En otros estudios realizados en zonas urbanas de México también se ha encontrado que la familia Parulidae aporta el mayor número de especies al inventario avifaunístico (Meza, 2000; Duarte, 2001; González, 2004; Ramírez, 2004).

En cuanto a la distribución, hubo especies que se observaron en todos los sitios de estudio, la mayor parte residentes comunes que se han habituado a sitios urbanos como *Columba livia*, *Passer domesticus*, *Columbina inca* y *Quiscalus mexicanus*, entre otras, y que también se han registrado como comunes en otros trabajos en zonas urbanas (Varona, 2001; De la Fuente, 2003; MacGregor-Fors, 2008), o migratorias muy comunes como *Dendroica coronata* o *Bombicylla cedrorum*, que se registraron en este trabajo hasta en un 90% de los sitios muestreados.

Sin embargo diez especies fueron registradas en un solo sitio, cinco especies residentes (*Bubulcus ibis*, *Zenaida macroura*, *Picoides scalaris*, *Lampornis clemenciae* y *Mimus polyglottos*) y cinco migratorias (*Sphyrapicus varius*, *Mniotilta varia*, *Oporornis tolmiei*, *Piranga rubra* e *Icterus bullockii*). Estas especies en su mayoría se alimentan de insectos y se ha reportado en otros estudios que las áreas verdes situadas en zonas urbanas presentan poca disponibilidad de ese recurso, pues las plantas ornamentales utilizadas en estos sitios son regularmente exóticas y soportan pequeñas poblaciones de insectos (Southwood *et al.*, 1982; Mills *et al.*, 1989), lo cual podría estar afectando la presencia de estas especies en la áreas verdes muestreadas.

La riqueza y abundancia de las especies se redujeron en la época de secas (verano), donde sólo estuvieron presentes las especies residentes; esto muestra la importancia del componente migratorio (invernante y transitorio) para incrementar la diversidad de aves en un sitio. Es evidente la importancia de las áreas verdes en una zona urbana no sólo como albergue permanente, sino también como un sitio de reabastecimiento y descanso para especies transitorias (Duarte, 2001).

El gran éxito de algunas especies urbanas puede deberse a varios factores, algunos intrínsecos a la especie de ave y otros relacionados a las características del nuevo hábitat (Blondel, 1985). Por ejemplo, la mayoría de las especies dominantes anidan sobre construcciones y al existir un incremento de éstas en la ciudad, aumentan las poblaciones que las emplean para anidar, utilizando en muchos casos materiales humanos como papel, plástico y tela para la construcción de nidos (García *et al.*, 1994). Algunas de las especies abundantes en zonas urbanas continúan reproduciéndose en su hábitat natural, pero invaden también las áreas verdes de las ciudades. En las áreas verdes de la ciudad de Pachuca y su zona conurbada, las construcciones que se presentan en los alrededores permiten la anidación de *Columba livia*, que utiliza kioscos y edificios como sitios de anidación, así como *Passer domesticus* que también utiliza los postes de luz, lámparas de alumbrado público y otros sitios. Estas dos especies fueron muy abundantes y comunes, pues se registraron en todas las áreas verdes muestreadas en este trabajo.

Otras especies presentaron abundancias considerables en las áreas verdes de la ciudad de Pachuca y zona conurbada como *Columbina inca* y *Quiscalus mexicanus*, las cuales son tolerantes a la presencia humana y se

alimentan de desechos de alimentos y también son comunes en otros ambientes urbanos de México (Varona, 2001). De igual forma, la especie migratoria *Dendroica coronata* fue registrada en todas las áreas verdes de la ciudad y se ha mencionado como una especie común en zonas urbanas (Cody, 1985).

Estas especies que presentaron abundancias considerables en la zona urbana de Pachuca pudieran estar respondiendo al alimento que se encuentra presente en estas áreas verdes. Algunos autores consideran importante el alimento suministrado por los humanos a las aves, mientras que otros les restan importancia, asumiendo que las altas densidades en parques urbanos se deben a una disminución en el impacto de depredadores y competencia interespecífica y no al alimento proporcionado por la gente (Varona, 2001). Se piensa que la disminución en los depredadores se debe a que éstos necesitan áreas más extensas, además de que la intensa actividad del hombre limita su actividad, lo cual permite un incremento de las especies dominantes (Tomialojc y Profus, 1977; Aldrich y Coffin, 1980; Blondel, 1985; Bell, 1986; McClure, 1989; Silva y Oren, 1990; Biadun, 1994 a, b; Turchi *et al*, 1995; Dulisz y Nowakowski, 1996; Jokimäki, 1996; Nowakowski, 1996). Varona (2001) observó en la región centro y norte de la Ciudad de México que en ninguna de las áreas verdes se les proporciona alimento a las aves de manera directa, pero sí indirectamente, por los desechos orgánicos generados, los cuales están al alcance de las aves. Para las áreas muestreadas en la ciudad de Pachuca y zona conurbada también se observó que algunas especies aprovechan los desechos originados por las personas que visitan estas áreas como basura o alimento para mascotas y de manera particular, algunas personas proporcionan

pan a las palomas (*Columba livia*), lo cual es aprovechado por el gorrión casero (*Passer domesticus*) y el zanate mexicano (*Quiscalus mexicanus*).

Otras especies que han proliferado en las ciudades, son las parásitas de nidos como *Molothrus aeneus* y *Molothrus ater*, las cuales incrementan sus poblaciones a costa de otras especies (Wilcove *et al.*, 1986). Estas dos especies fueron observadas en las áreas verdes de la ciudad de Pachuca y zona conurbada, aunque fueron registradas en pocos sitios, pero en parvadas numerosas (Anexo IV), generalmente por la tarde. Este fenómeno se debe a que por las mañanas utilizan sitios abiertos para forrajear, mientras que los jardines, parques y camellones funcionan como dormitorios, concentrándose un gran número de estas aves por la tarde y noche.

7.2. Estructura de la avifauna y completitud de los inventarios en las áreas verdes de la ciudad de Pachuca y zona conurbada.

A través del año fue evidente una diferenciación de la comunidad de aves en dos grupos: la comunidad de verano y la de invierno (Fig. 4). El grupo de verano se observó desde principios de mayo hasta finales de agosto. En él se ausentan las especies migratorias, mientras que algunas especies residentes se encuentran en reproducción. En el caso de la abundancia, es importante mencionar que durante el verano probablemente se subestimó el número de organismos, debido al comportamiento reproductivo, conducta discreta, talla pequeña o menor abundancia de algunas especies. La comunidad de invierno se observó desde enero hasta abril y de septiembre a diciembre, en esta temporada arriban las especies migratorias. La comunidad de invierno fue significativamente más diversa y equitativa que la comunidad de verano, lo cual podría deberse a que en la comunidad de verano hay una alta dominancia de

unas cuantas especies (e.g., *Passer domesticus* y *Columba livia*) y esto reduce la diversidad y equitatividad.

El muestreo realizado fue representativo de la comunidad de aves de verano que se registró en las áreas verdes (ambientes) de la ciudad de Pachuca. De acuerdo a los estimadores utilizados para predecir la riqueza de especies, el inventario de la comunidad de verano de las áreas verdes de la ciudad está completo. Sin embargo, para la comunidad de invierno, aún faltan por registrarse algunas especies, lo cual es factible, debido al gran número de especies migratorias que llegan a nuestro país, de las cuales algunas llegan a registrarse como ocasionales o transitorias. El muestreo de aves en hábitats urbanos o de estructura diversa presenta varios problemas para la detección de los individuos como la presencia de barreras ópticas por estructuras construidas, disturbio por tráfico, actividad humana u otros ruidos (Oelke 1981 y DeGraaf *et al.*, 1991). Todo lo anterior puede afectar la detectabilidad y estimación de las aves (Ramírez, 2000).

Aunque se detallaron los registros y los resultados se analizaron desde varios puntos de vista, el presente estudio tuvo una corta duración como para hacer inferencias en la presencia de algunas especies de aves de una temporada a otra. Se ha probado que hay cambios en las aves de una estación a otra, en áreas similares pero con composición vegetal distinta, e incluso en un mismo sitio de un año a otro (Anderson *et al.*, 1981). Un ejemplo es *Bombycilla cedrorum*, que no se registra todos los años en la Ciudad de México y Pachuca, y cuando está presente varía en su área de distribución y abundancia (Wilson y Ceballos-Lascuráin, 1993; Ramírez, 2000; Duarte, 2001; obs. pers.). Esto hace necesario estudios a largo plazo, con monitoreo

constante o por lo menos en épocas clave como durante la época reproductiva y el periodo invernal (Ramírez, 2000).

Al comparar el número de especies de aves para cada comunidad entre los ambientes se observó que los jardines registraron ligeramente un mayor número de especies (por minuto de muestreo) que los otros dos ambientes para la comunidad de verano (Fig. 5a) e invierno (Fig. 8a). Esto puede deberse a que existe un menor disturbio humano, como se observa en la figura 14, ya que la distancia a las avenidas principales fue mucho mayor para los jardines que para los parques y camellones, y esto representa una menor perturbación por ruido, movimiento de vehículos y gente, por lo cual algunas especies podrían estar prefiriendo los jardines como hábitat. Por otro lado el número de individuos para la comunidad de verano fue mayor en los parques que en el resto de los ambientes (Fig. 5b) y para la comunidad de invierno tanto parques como jardines presentaron el mismo número de individuos (Fig. 8b). Para ambas comunidades el tipo de ambiente que registró tanto menor número de especies como individuos fue el camellón. Esto puede deberse a que estos ambientes presentaron mayor disturbio humano, pues la distancia a las avenidas principales fue nula (Fig. 14). De la Fuente (2003) midió el disturbio humano por medio de niveles de ruido en decibeles y Mac-Gregor-Fors (2008) contó el número de carros/minuto en avenidas de ambientes urbanos. En ambos trabajos se observó que el disturbio tuvo un efecto negativo sobre la riqueza de especies. Es evidente que las actividades antrópicas afectan la estructura de las especies en las áreas verdes de zonas urbanas.

7.3. Relación entre los atributos estructurales de las áreas verdes a nivel local y del paisaje con la riqueza y abundancia de las comunidades de aves de verano e invierno.

Entre los factores importantes que explican la riqueza de aves de las comunidades en áreas urbanas se encuentran la edad del área verde, su extensión y su estructura (Nocedal, 1987). En las áreas verdes estudiadas en este trabajo, la riqueza de especies, tanto de la comunidad de verano como de invierno, estuvo relacionada positivamente con el área (ha) de los sitios (Fig. 15a y 17), lo cual ha sido observado en otros estudios (Lussenhop, 1977; Jokimäki, 1999; Park y Lee, 2000; Varona, 2001; De la Fuente, 2003; Murgui, 2007). Sin embargo, se ha mencionado que otros factores, incluyendo la altura de los árboles dominantes y la densidad de pequeños árboles, tienen un efecto positivo sobre la riqueza de la avifauna (Gavareski, 1976; Ramírez, 2004). También la cobertura vegetal del dosel y suelo y el estrato arbóreo y arbustivo han sido correlacionados positivamente con la riqueza y diversidad de especies en parques urbanos (Gavareski, 1976; Luniak, 1981; Tilghman, 1987; Leveau y Leveau, 2004). En este trabajo, las variables medidas a nivel local como la altura de los árboles y su diversidad, entre otras, no tuvieron un impacto sobre la riqueza de especies. Esto puede deberse a que estas variables fueron muy similares en las áreas verdes estudiadas, posiblemente porque todas las áreas tienen el mismo origen y son manejadas de manera similar por el Ayuntamiento. Sin embargo, la altura de herbáceas fue el único factor a nivel local que influyó en la riqueza de especies de la comunidad de verano, probablemente porque las especies presentes en esta época en su mayoría son granívoras y se ven beneficiadas con la presencia y tamaño del estrato herbáceo (Fig. 15b). Es importante mencionar que la altura de las herbáceas se

midió sólo una vez en el año, debido a que el Ayuntamiento siempre mantiene la misma estructura de la vegetación, por lo que no existen cambios evidentes a lo largo del tiempo.

Es posible que otros factores “naturales” sean más importantes para las aves urbanas (Jokimäki, 1999), por ejemplo, variables a nivel del paisaje, como la conectividad entre áreas verdes, la distancia a sitios con vegetación natural, ente otros. En este trabajo, sólo el porcentaje de área construida dentro de los buffers de 100m de radio estuvo relacionado de manera negativa con la riqueza de especies de la comunidad de verano (Fig. 16). Esta relación se ha encontrado también en otros estudios (Emlen, 1974, Lancaster y Rees, 1979, Beissinger y Osborne, 1982), donde se ha observado que a mayor urbanización la riqueza de especies disminuye. Por otro lado, el porcentaje de pavimento dentro de los buffers de 100m de radio estuvo relacionado positivamente con la abundancia de especies de la comunidad de invierno (Fig. 18). Jokimäki y colaboradores (1996) encontraron que la densidad de aves invernales incrementa con la urbanización y que el factor que puede explicarlo es el continuo abastecimiento de alimento que pueden encontrar en las ciudades. Otra razón propuesta por Tomialojc (1982), es que la alta abundancia de algunas especies puede deberse a la falta de depredadores naturales.

En este trabajo el resto de las variables medidas a nivel del paisaje no estuvieron relacionadas con la riqueza y abundancia de aves presentes en ambas comunidades. Esto podría deberse a que existió poca variación en las variables consideradas para el paisaje, ya que las áreas verdes muestreadas se encontraban enclavadas en la mancha urbana. Existen otras variables a nivel paisaje que se han tomado en cuenta en otros estudios (e.g., longitud de

calles, distancia a la zona arbolada o parque más cercano, densidad de casa y calles), y que se ha demostrado que afectan de manera significativa a la comunidad de aves (Jokimäki, 1999; Melles *et al.*, 2003; Murgui, 2007). Esto demuestra que los componentes del paisaje tienen una influencia directa en el comportamiento de la estructura y composición de la avifauna en zonas urbanas.

En ocasiones, las características más propicias para mantener una alta diversidad de aves en ciudades no son completamente compatibles con las necesidades de un ambiente seguro para la gente (Sandström *et al.*, 2006). Por ejemplo, muchas ciudades suecas tienen la política de prevención de ataques y atentados contra las mujeres (Tallhage Lönn, 1999). Que consiste en quitar sitios potencialmente peligrosos (p.ej. arbustos en espacios verdes urbanos). Otro conflicto entre la diversidad biológica y la gente es el riesgo que presentan los árboles maduros, lo que implica el retiro de la madera muerta (Sandström *et al.*, 2006). De ahí que una estructura de vegetación más simple sea favorecida y el resultado es el prado abierto dominado por árboles sobre todo jóvenes, escasamente distribuidos y con una ausencia de individuos maduros (Sandström *et al.*, 2006), lo cual no favorece a muchas especies de aves nativas, por ejemplo, las que anidan en cavidades.

Sandström y colaboradores (2006) proponen una solución para reducir los problemas entre la seguridad social y el mantenimiento de la diversidad biológica, la cual plantea una división por zonas en pequeña escala en parques, creando zonas de vegetación con características diferentes en espacios verdes urbanos. En algunas partes podría ser permitido desarrollar áreas con mucha vegetación donde los ciudadanos puedan pasear durante el

día, mientras que otras zonas podrían ser abiertas con árboles dispersos, tener un mínimo del estrato arbustivo y estar bien iluminadas de modo que los ciudadanos puedan sentirse seguros durante la tarde y noche.

7.4. Cambios en la composición de la comunidad de aves de verano e invierno dependiendo de las características de las áreas verdes y el grado de urbanización circundante.

Algunas especies estuvieron relacionadas con variables que representan a la urbanización, por ejemplo, la paloma doméstica (*Columba livia*; *C liv*) y el gorrión casero (*Passer domesticus*; *P dom*), para la comunidad de verano, fueron más comunes en áreas donde el porcentaje de área de construcción en un buffer de 100 m de radio (%C100) (Fig. 19) y el porcentaje de área de construcción en un buffer de 200m de radio fijo (%C200) (Fig. 20) fueron altos. Estas especies ya han sido reportadas antes como comunes en zonas urbanas (Gavareski, 1976; Lancaster y Rees, 1979; Savard y Falls, 1981; Jokimäki *et al.*, 1996 Varona, 2001; De la Fuente, 2003; MacGregor-Fors, 2008). De las especies migratorias, sólo el chipe corona negra (*Wilsonia pusilla*; *W pus*) estuvo favorecido por una variable relacionada con la urbanización (Fig. 21).

Las especies residentes cuya mayor frecuencia de aparición estuvo relacionada con el porcentaje de cobertura de áreas verdes en buffers de 100 y 200m de radio (%CAV100 y %CAV200), tanto para la comunidad de verano como de invierno, fueron la tórtola cola larga (*Columbina inca*; *C inc*) y el cuitlacoche pico curvo (*Toxostoma curvirostre*; *T cuv*) (Fig. 19, 20 y 21). Por otro lado, un mayor número de especies migratorias tuvieron su mayor frecuencia de aparición en áreas verdes que presentaron mayor cobertura de áreas verdes a su alrededor como: *Dendroica coronata* (*D cor*), *Mniotilta varia*

(*M var*), *Piranga rubra* (*P rub*), *Piranga ludoviciana* (*P lud*) e *Icterus galbula* (*I gal*) (Fig. 21). Esto indica que las especies migratorias están eligiendo las áreas de la ciudad que presentan mayor cobertura de áreas verdes, lo cual debe considerarse dentro de los planes de desarrollo urbano, para la conservación de las aves migratorias.

Sin embargo, como reporta Blair (1996), existen otros factores que tienen un notable efecto sobre la distribución de las especies, como los hábitos alimenticios, el tamaño u otras características de historias de vida, que deben tomarse en cuenta en los estudios de aves en zonas urbanas y que son necesarios considerar cuando se desarrollan estrategias de manejo encaminadas a conservar la diversidad de aves en zonas urbanas.

7.5. Recomendaciones para el diseño y el manejo de las áreas verdes de la ciudad de Pachuca.

De los resultados obtenidos, así como a partir de las observaciones realizadas en la zona de estudio, se sugieren algunas recomendaciones para el diseño y el manejo de las áreas verdes de la ciudad de Pachuca y zona conurbada.

- Para mantener una mayor riqueza de aves, las áreas verdes dentro de la ciudad deben tener un área mayor a una hectárea.
- Es recomendable mantener una estructura vertical compleja de la vegetación, así como una diversa composición de especies arbóreas y arbustivas. Deben considerarse especies de vegetación nativa de la región dentro de los parques, jardines y camellones de la ciudad. El estrato herbáceo también es importante para muchas especies por lo que es recomendable

mantener zonas con una mayor cobertura y diversidad de herbáceas dentro de las áreas verdes.

➤ A nivel del paisaje, es recomendable mantener una mayor densidad de áreas verdes dentro de la ciudad lo que favorece una mayor diversidad de aves. Debe existir un equilibrio entre el porcentaje de área construida y el porcentaje de áreas verdes, y que estas áreas verdes estén conectadas por medio de camellones con vegetación que permitan el movimiento de los individuos entre las áreas verdes. La creación y el mantenimiento de áreas verdes en los nuevos desarrollos habitacionales y comerciales debe ser prioridad.

8. CONCLUSIONES

➤ Se registraron 39 especies de aves en las áreas verdes de la ciudad de Pachuca y zona conurbada. Más del 70% de las especies pertenecen al orden Passeriformes. La abundancia del total de las especies presentó una amplia variación, con el mínimo (N=778) en mayo y el máximo (N=1,285) en enero.

➤ Para la comunidad de verano se registraron 17 especies pertenecientes a 11 familias y 3 órdenes. El número de especies fue ligeramente mayor en los jardines y los parques tuvieron una mayor abundancia.

➤ Para la comunidad de invierno se registraron 37 especies pertenecientes a 18 familias y 5 órdenes. Los jardines presentaron mayor número de especies, mientras que los jardines y parques no difirieron en la abundancia.

➤ La riqueza de especies para la comunidad de verano fue igual a la esperada por los modelos de acumulación de especies, mientras que para la comunidad de invierno todavía faltan por registrar algunas especies. Esto se debe a la presencia de especies migratorias y algunas ocasionales que no permiten tener el inventario de invierno completo.

➤ La comunidad de invierno fue más diversa y equitativa que la comunidad de verano.

➤ Los jardines fueron significativamente más pequeños que los parques y camellones, y los camellones presentaron el menor número de especies de árboles y arbustos. Sin embargo, los camellones presentaron una

mayor cobertura de áreas verdes aledañas que los jardines y parques. Los jardines presentaron un mayor porcentaje de área construida a su alrededor, pero una mayor distancia a la avenida más cercana.

➤ A nivel local, se observó una mayor riqueza de aves para la comunidad de verano en áreas verdes de mayor área y con hierbas más altas. Para la comunidad de invierno, el área de los sitios presentó una relación positiva con la riqueza de especies.

➤ A nivel del paisaje, únicamente se encontró una relación significativa y negativa entre la riqueza de aves de la comunidad de verano y el porcentaje de área construida en buffers de 100m de radio. Para la comunidad de invierno, se observó una relación positiva y significativa entre la abundancia de aves y el porcentaje de cobertura de pavimento en buffers de 100m de radio.

➤ La presencia de áreas verdes en buffers de 100m de radio favorecieron la presencia de varias especies como *Columbina inca* (*C inc*), *Quiscalus mexicanus* (*Q mex*), *Carpodacus mexicanus* (*C mex*), *Turdus rufopalliatu* (*T ruf*) y *Toxostoma curvirostre* (*T cur*). Por otro lado, especies como *Columba livia* (*C liv*) y *Passer domesticus* (*P dom*) se vieron favorecidas por variables relacionadas con la urbanización. Para los buffers de 200 m de radio se observó que la presencia de áreas verdes favoreció la presencia de especies como *Columbina inca* (*C inc*), *Cyananthus latirostris* (*C lat*) y *Toxostoma curvirostre* (*T cur*). Mientras que otras especies estuvieron relacionadas con variables que representan una mayor urbanización como *Tyrannus vociferus* (*T voc*) y *Passer domesticus* (*P dom*).

➤ Para la comunidad de aves de invierno, la presencia de áreas verdes, así como la distancia a la vegetación natural, influyeron en la presencia de especies en su mayoría migratorias como: *Dendroica coronata* (*D cor*), *Mniotilta varia* (*M var*), *Piranga rubra* (*P rub*), *Piranga ludoviciana* (*P lud*), *Icterus galbula* (*I gal*) y otras residentes como: *Columbina inca* (*C inc*), *Toxostoma curvirostre* (*T cur*) y *Quiscalus mexicanus* (*Q mex*). La única especie migratoria que se asoció con variables relacionadas a la urbanización fue *Wilsonia pusilla* (*W pus*), mientras que para las residentes, *Passer domesticus* (*P dom*) se asoció también con una mayor urbanización.

9. BIBLIOGRAFÍA

- Aldrich, J. W. y R. W. Coffin. 1980. Breeding bird populations from forest to suburbia after thirty-seven years. *American Birds* 34:3-7.
- American Ornithologists Union (AOU). 2003. Checklist of North American Birds.
- Andrén, H. 1995. Effects of landscape on predation rates at habitat edges. *Mosaic Landscapes Ecological Processes* (ed. by L. Harrison, L. Fahrig and G. Merriam), pp. 226-255. IALE. *Studies in Landscape Ecology* 2, Chapman & Hall. London.
- Beissinger, S. R. y D. R. Osborne. 1982. Effects of urbanization on avian community organization. *Condor* 84:75-83.
- Bell, H. L. 1986. Occupation of urban habitats by birds in Papua New Guinea. *Proceedings of the Western Foundation of Vertebrata Zoology* 3:1-48.
- Biadun, W. 1994. Winter avifauna of urban parks and cemeteries in Lublin (SE Poland). *Acta Ornithologica* 29:15-27.
- Blair, B. R. 1996. Land use and avian species diversity along an urban gradient. *Ecological Applications* 6:506-519.
- Blondel, J. 1985. Habitat Selection in Island versus Mainland Birds. *Habitat selection in birds* (ed. by Cody, M. L.), pp. 477-516. Academic Press, Inc.
- Buzo, F. D. y S. L. Hernández. 2004. Dinámica espacial y temporal de la comunidad de aves en los parques urbanos de Puebla y su entorno. Tesis, Escuela de Ciencias, Universidad de las Américas.
- Chace, J. F. y J. J. Walsh. 2006. Urban effects on native avifauna: a review. *Landscape and urban planning* 74:46-69.

- Chamberlain, D. E., A. R. Cannon y M. P. Toms. 2004. Associations of garden birds with gradients in garden habitat and local habitat. *Ecography* 27:589-600.
- Chávez, M. C. 1999. Contribución al estudio de la avifauna en el vaso regulador "El Cristo" (Naucalpan, Edo. de México). Tesis de Licenciatura. UNAM Iztacala. 83p.
- Clergeau, P., J-P. Savard, G. Mennechez y G. Falardeau, 1998. Bird abundance and diversity along an urban-rural gradient: a comparative study between two cities on different continents. *Condor* 100:413-425.
- CNA (Comisión Nacional del Agua). 1997. Red Climatológica en Hidalgo. México.
- Cody, M. L. 1985. Habitat selection in birds. Academic Press, Inc. 558 p.
- Colwell, R. K. 2004. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Versión 7.5 <http://purl.oclc.org/estimates>.
- Crooks, K. R., A. V. Suarez y D. T. Bolger. 2004. Avian assemblages along a gradient of urbanization in a highly fragmented landscape. *Biological Conservation* 115:451-462.
- DeGraaf, R. M., A. D. Geis y P. A. Healy. 1991. Birds population and habitat surveys in urban areas. *Landscape and Urban Planning* 21:181-188.
- De La Fuente, A. A. 2003. Estudio de las estructuras de las comunidades de aves en los parques urbanos de Puebla y su entorno. Tesis de Licenciatura, Escuela de Ciencias, Universidad de las Américas. 64p.
- Díaz, I. A. y J. J. Armesto. 2003. La conservación de las aves silvestres en ambientes urbanos de Santiago. *Ambiente y Desarrollo de CIPMA* 19:31-38.

- Duarte, M. T. M., 2001. Caracterización de la comunidad de aves de la UNAM campus Iztacala. Tesis de Licenciatura. UNAM Iztacala. 75p.
- Dulisz, B. y J. J. Nowakowski. 1996. The species diversity of the avifauna in build-up areas in the city of Olsztyn (NE Poland). *Acta Ornithologica* 31:33-38.
- Emlen, J. T. 1974. An urban bird community in Tucson, Arizona: derivation, structure, regulation. *Condor* 76:184-197.
- Erz, W. 1966. Ecological principles in the urbanization of birds. *Ostrich* 6:357-363.
- Escalante, P., A. M. Sada y J. Robles. 1996. Listado de nombres comunes de las aves de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad & Sierra Madre. México. 32p.
- Fleming, G. 2006. Plan de Desarrollo Regional de la zona Metropolitana de Pachuca. H. Ayuntamiento de Pachuca y por el H. Ayuntamiento de Mineral de la Reforma.
- García, E. 1973. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köpen. Universidad Autónoma de Chapingo. México.
- García, B. A. M., M. Madrigal y P. Ramírez. 1994. Estudio del comportamiento reproductivo de *Cyananthus latirostris* y *Columbina inca* en la UNAM campus Iztacala. XIV Coloquio de Investigación. UNAM Iztacala. Resumen 178.
- Gavareski, C. A. 1976. Relation of park size and vegetation to urban bird populations in Seattle, Washington. *Condor* 78:375-382.
- Gilbert, O. L. 1989. The ecology of urban habitats. Chapman & Hall, Cambridge, UK.

- González, H. Y. 2004. Avifauna presente en el parque de las esculturas, Cuautitlán Izcalli, Estado de México. Tesis de Licenciatura. UNAM Iztacala. 51p.
- González-García, F. & Gómez de Silva Garza, H. 2003. Especies endémicas: riqueza, patrones de distribución y retos para su conservación. Conservación de Aves: Experiencias en México (ed. by. H. Gómez de Silva y A. Oliveras de Ita), pp. 180-186 CIPAMEX-Museo de Historia Natural de la Ciudad de México, National Fish & Wildlife Foundation y CONABIO, México, D.F.
- Green, D. M. y M. G. Baker. 2003. Urbanization impacts on habitat and bird communities in a Sonora desert ecosystem. *Landscape and Urban Planning* 63:225-239.
- Gregory, D. R., D. W. Gibbons y P. F. Donald. 2004. Bird census and survey techniques. *Bird ecology and conservation* (ed. by W. J. Sutherland, I. Newton and R. E. Green), pp. 17-55. *Techniques in Ecology & Conservation Series*, Oxford, Gran Bretaña.
- Hammer, O., D. A. T. Harper y P. D. Ryan. 2008. Past: Paleontological Statistics, Versión 1.78. <http://folk.uio.no/ohammer/past>.
- Henderson, P. A. y R.M. Seaby. 2002. Species Diversity and Richness. ver.3.0.2. User's Guide and application published at: <http://www.pices-conservation.com/pdf/SDRInstructions.pdf>
- Hennings, L. A. y W. D. Edge. 2003. Riparian bird community structure in Portland, Oregon: habitat, urbanization, and spatial scale patterns. *Condor* 105:288-302.

- Hernández, C. y A. Meléndez. 1975. La Riqueza de aves de Xochimilco, proyecto de servicio social, Universidad Autónoma Metropolitana Xochimilco.
- Hohtola, E. 1978. Differential changes in bird community structure with urbanization: a study in Central Finland. *Ornis Scandinavica* 9:94-99.
- Hostetler, M. y C. S. Holling. 2000. Detecting the scales at which birds respond to structure in urban landscape. *Urban Ecosystems* 4:25-54.
- Hostetler, M. 2001. The importance of multi-scale analyses in avian habitat selection studies in urban environments. *Avian ecology and conservation in an urbanizing world* (ed. by J. M. Marzluff, R. Bowman and R. Donnelly), pp. 139-154 Kluwer Academic, Norwell, MA.
- Hostetler, M. y K. Knowles-Yanez. 2003. Land use, scale, and bird distributions in the Phoenix metropolitan area. *Landscape and Urban Planning* 62:55-68.
- Howell, S.N.G. y S. Webb. 1995. A guide to the birds of Mexico and Northern Central America. Ed. Oxford University Press. USA, 851p.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática). 1993. Pachuca de Soto Estado de Hidalgo Cuaderno Estadístico Municipal. INEGI, Pachuca de Soto, Hidalgo, México.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática). 2006. El INEGI en su entidad Hidalgo. <www.inegi.gob.mx/geo/default.asp?t=&e=13>
Fecha de Consulta: 10 de octubre de 2006.
- Jandel Scientific. 2006. SigmaStat, release 3.5. Jandel Scientific, San Rafael, California, USA.

- Jokimäki, J., J., J. Suhonen, K. Inki y S. Jokinen. 1996. Biogeographical comparison of Winter bird assemblages in urban environments in Finland. *Journal of Biogeography* 23:379-386.
- Jokimäki, J., J. Suhonen. 1998. Distribution and habitat selection of wintering birds in urban environments. *Landscape and Urban Planning* 39:253-263.
- Jokimäki, J. 1999. Occurrence of breeding bird species in urban parks: effects of park structure and broad-scale variables. *Urban Ecosystems* 3:21-34.
- Jokimäki, J. y M. L. Kuisanlahti-Jokimäki. 2003. Spatial similarity of urban bird communities: a multiscale approach. *Journal of Biogeography* 30:1183-1193.
- Jones, Z. F. y C.E. Bock. 2002. Conservation of grassland birds in an urbanizing landscape: a historical perspective. *Condor* 104:643-651.
- Johnston, R. F. 2001. Synanthropic birds of North America. Avian ecology and conservation in an urbanizing world (ed. by J. M. Marzluff, R. Bowman and R. Donnelly), pp. 49-67. Kluwer Academic Publishers, Boston, MA, USA.
- Kaufman, K. 2005. Guía de campo a las aves de Norteamérica. Houghton Mifflin. Singapur.
- Kleinbaum, D. G., L. L. Kupper, K. E. Muller y A. Nizam. 1998. Applied regression analysis and multivariable methods. 3ra, Ed. Duxbury, USA. 798p.
- Lancaster, R. K. y W. E. Rees. 1979. Bird communities and the structure of urban habitats. *Canadian Journal of Zoology* 57:2358-2368.
- Leveau, C. M. y L. M. Leveau. 2004. Ensembles de aves en calles arboladas de tres ciudades costeras del sudeste de la provincia de Buenos Aires, Argentina. *Hornero* 21:25-30.

- Lim, H. Ch. y N. S. Sodhi. 2004. Responses of avian guilds to urbanisation in a tropical city. *Landscape and Urban Planning* 66:199-215.
- Luniak, M. 1981. The birds of the park habitats in Warsaw. *Acta Ornithologica* 18:335-370
- Luniak, M. 1994. The development of bird communities in new housing estates in Warsaw. *Memorabilia Zoologica* 49:257-267.
- Lussenhop, J. 1977. Urban cemeteries as a bird refuges. *Condor* 79:456-461.
- McClure, H. E. 1989. What characterizes an urban bird. *Journal of the Yamashina Institute for Ornithology* 21:178-192.
- MacGregor-Fors, I. 2008. Efectos de las demandas ambientales de una zona urbana sobre las comunidades de aves terrestres que habitan en ella y en su área de influencia. Tesis de Maestría en Ciencias (Biología Ambiental). UNAM Centro de Investigaciones en Ecosistemas. 56 p.
- Martínez-Morales, M.A., R. Ortiz-Pulido, B. de la Barreda, I.L. Zuria, J. Bravo-Cadena, y J. Valencia-Herverth, 2007. HIDALGO. En Ortiz-Pulido, R., Navarro-Sigüenza, A., Gómez de Silva, H., Rojas-Soto, O. y Peterson, T.A. (Eds.), *Avifaunas Estatales de México*. CIPAMEX. Pachuca, Hidalgo, México. 49- 95 pp.
- Marzluff, J. M. 1997. Effects of urbanization and recreation on song-birds. *Songbird Ecology in Southwestern Ponderosa Pine Forests: A Literature Review* (ed. by W. Block and D. M. Finch), pp. 89-102. Gen. Tech. Re RM-GTR-292. US Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, Fort Collins, CO.
- Marzluff, J. M. 2001. Worldwide urbanization and its effects on birds. *Avian ecology and conservation in an urbanizing world* (ed. by J. M. Marzluff, R.

- Bowman and R. Donnelly), pp. 19-47. Kluwer Academic Publishers, Boston, MA, USA.
- Marzluff, J. M., R. Bowman y R. Donnelly. 2001. A historical perspective on urban bird research : trends, terms, and approaches. Avian ecology and conservation in an urbanizing world (ed. by J. M. Marzluff, R. Bowman and R. Donnelly), pp. 1-17. Kluwer Academic Publishers, Boston, MA, USA.
- Melles, S., S. Glenn y K. Martin. 2003. Urban bird diversity and landscape complexity : species-environment associations along a multiscale habitat gradient. *Conservation Ecology* 7(1):5
<<http://www.consecol.org/vol7/iss1/art5>> Fecha de Consulta: 20 de Agosto de 2007.
- Meza, M. O. F. 2000. Avifauna del Lago Nabor Carrillo, Texcoco, Edo. de México. Tesis de Licenciatura. UNAM Iztacala. 64p.
- Miller, J. R. y N. T. Hobbs. 2000. Recreational trails, human activity, and nest predation in lowland riparian areas. *Landscape and Urban Planning* 70: 227-236.
- Mills, G. S., J. B. Dunning y J. M. Bates. 1989. Effects of urbanisation on breeding bird community structure in southwestern desert habitats. *Condor* 91:416-429.
- Moreno, C. 2001. Manual de métodos para medir la biodiversidad. Universidad Veracruzana. Xalapa, Veracruz, México. 49 p.
- Morneau, F., R. Décarie, R. Pelletier, D. Lambert, J.-L. DesGranges, y J.-P. Savard. 1999. Changes in breeding bird richness and abundance in Montreal parks over a period of 15 years. *Landscape and Urban Planning* 44:111–121.

- Morrison, M. L., B. G. Marcot y R. W. Mannan. 1998. Wildlife-habitat relationships: concepts and applications. ed.2ª, Ed. The University of Wisconsin, USA, 435p.
- Muñoz, M. C., K. Fierro-Calderón, H. F. Rivera-Gutierrez. 2007. Las aves del campus de la Universidad del Valle, una isla verde urbana en Cali, Colombia. *Ornitología Colombiana* 5:5-20.
- Murgui, E. 2007. Effects of seasonality on the species-área relationship: a case study with birds in urban parks. *Global Ecology and Biogeography* 16:319-329.
- National Geographic Society.1999. Field guide to the birds of North America. Washington, DC: National Geographic Society.
- Nocedal, J. 1987. Las comunidades de pájaros y su relación con la urbanización en la ciudad de México. Aportes a la ecología urbana de la ciudad de México (ed. by. E.H. Rapoport e I. López-Moreno). p.p. 73-109. MAB, Limusa.
- Nowakowski, J. J. 1996. Changes in the breeding avifauna of Olsztyn (NE Poland) in the years 1968-1993. *Acta Ornithologica* 31:39-44.
- Oelke, H. 1981. Limitations of estimating bird populations because of vegetation structure and composition. *Studies in Avian Biology* 6:316-321.
- Palomino, D. y L. M. Carrascal. 2005. Urban influence on birds at a regional scale: a case study with the avifauna of northern Madrid province. *Landscape and Urban Planning* 77:276-290.
- Park, C. y W.-S. Lee. 2000. Relationship between species composition and area in breeding birds of urban woods in Seoul, Korea. *Landscape and Urban Planning* 51:29–36.

- Parkes, K. C. 1990. Additional records of birds from the Distrito Federal, Mexico, including a possible hybrid *Spizella*, *Condor* 92:1080-1081.
- Pitelka, F. A. 1942. High population of breeding birds within an artificial habitat. *Condor* 44:172-174.
- Quiroz, E. M. 2003. Estudio avifaunístico de la Alameda Norte, Azcapotzalco, D.F. México. Tesis de Licenciatura. UNAM Iztacala. 52p.
- Ralph, C. J., G. R. Geupel, P. Pyle, T. E. Martin y D. F. DeSante. 1996. Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-159. Albano, CA. Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture.
- Ramírez, B. P. 2000. Aves de humedales en zonas urbanas del Noroeste de la Ciudad de México. Tesis de Maestría en Ciencias (Ecología y Ciencias Ambientales). UNAM Facultad de Ciencias. 180p.
- Ramírez, G. M. 2004. Estudio avifaunístico del Deportivo 18 de Marzo, Delegación Gustavo A. Madero, México, D.F. Tesis de Licenciatura. UNAM Iztacala. 49p.
- Ramos, M. 1974. Estudio ecológico de las aves del Pedregal de San Ángel, Distrito Federal, Tesis de Licenciatura. UNAM Facultad de Ciencias. 108p.
- Sandström, U., G. P. Angelstam y G. Mikusinki. 2006. Ecological diversity of birds in relation to the structure of urban green space. *Landscape and Urban Planning* 77:39-53.
- SAS Institute. 1999. SAS logistic procedure, release 8.0 SAS, Cary, North Carolina, USA.
- Savard, J.-P. y B. J. Falls. 1981. Influence of habitat structure on the nesting height of birds in urban areas. *Can. J. Zool.* 59:924-932.

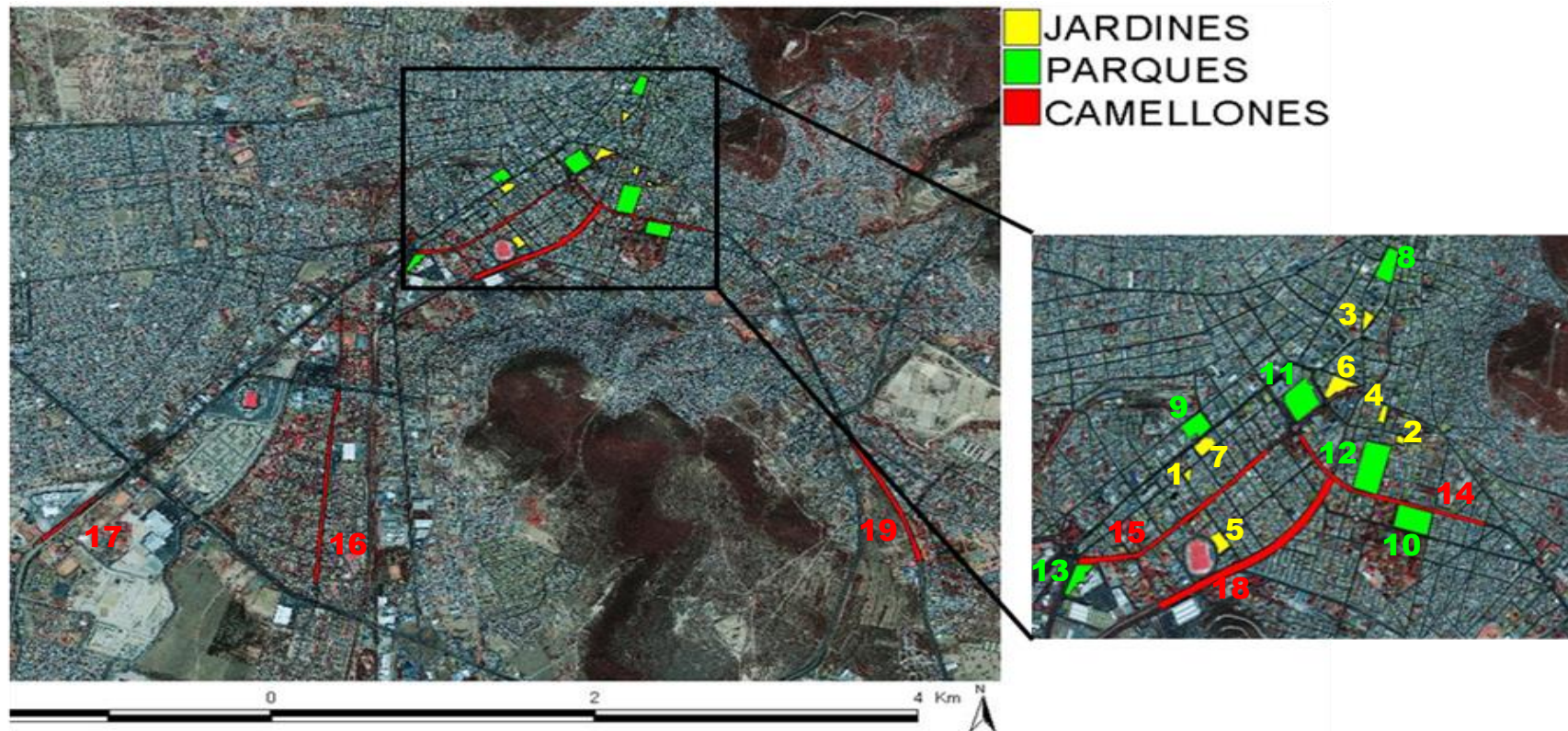
- Savard, J.-P. L., P. Clergeau y G. Mennechez. 2000. Biodiversity concepts and urban ecosystems. *Landscape Urban Planning* 48:131–142.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2002. Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-2001, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres – Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio – Lista de especies en riesgo. *Diario Oficial de la Federación (Segunda Sección; 6 de marzo):1-81.*
- Silva, J. M. y D. C. Oren. 1990. Introduced and invading birds in Belem, Brasil. *The Wilson Bulletin* 102(2):309-313.
- Soh, M. C. K., N. S. Sodhi, R. K. H. Seah y B. W. Brook. 2002. Nest site selection of the house crow (*Corvus splendens*) an urban invasive bird species in Singapore and implications for its management. *Landscape and Urban Planning* 59:217-226.
- Sokal, R. R. y F. J. Rohlf. 1995. *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research*. 3ª Ed. Freeman, USA, 887p.
- Solow, A. R. 1993. A simple test for change in community structure. *Journal of Animal Ecology* 62: 191-193.
- Southwood, T. R. E., V. C. Moran y C. E. J. Kennedy. 1982. The richness, abundance and biomass of the arthropod communities on trees. *J. Anim. Ecol.* 51:635-649.
- Tallhage Lönn, I. 1999. *Gröna områden I planeringen (Green spaces in planning)*. The National Board of Housing, Building and Planning, Karlskrona (in Swedish).

- Ter Braak, C. J. F. 1987. The analysis of vegetation-environment relationships by canonical correspondence analysis. *Vegetatio* 69:69-77.
- Terres, J. K. 1991. *The Audubon society encyclopedia of North American Birds*. New Jersey. United States of America. Library of Congress Cataloging-Publication Data.
- Tilghman, N.G. 1987. Characteristics of urban woodlands affecting breeding bird diversity and abundance. *Landscape and Urban Planning* 14:481-495.
- Tomialojc, L. 1982. Synurbanization of birds and prey-predator relations. *Animal in urban environment* (ed. by. M. Luniak y B. Pisarski), pp. 131-137. Ossolineum, Wroclaw.
- Turchi, G. M., P. L. Kennedy, D. Urban y D. Hein. 1995. Bird species richness in relation to isolation of Aspen Habitats. *The Wilson Bulletin* 107:463-474.
- UN. 2001. *World Urbanisation Prospect: the 1999 Revision*. The United Nations Population Division, New York.
- Varona, G. D. E. 2001. *Avifauna de áreas verdes urbanas del norte de la Ciudad de México*. Tesis de Maestría en Ciencias (Ecología y Ciencias Ambientales). UNAM Facultad de Ciencias. 130p.
- Villafranco C., J. A. 2000. *Avifauna del Parque Tezozomoc, Azcapotzalco*. Tesis de Licenciatura. UNAM Iztacala. 50p.
- White, J. G., M. J. Antos, J. A. Fitzsimons y G. C. Palmer. 2005. Non-uniform bird assemblages in urban environments: the influence of streetscape vegetation. *Landscape and Urban Planning* 71:123-135.
- Wiens, J.A. 1989. *The ecology of bird communities*, Ed. Cambridge University, UK, 539p.

- Wilcove, D. S., C. H. McLellan y A. P. Dobson. 1986. Habitat fragmentation in the temperate zone. *Conservation Biology. The Science of Scarcity and Diversity* (ed. by Soulé, M. E.) pp. 233-256. Sinaur Associates, INC. U.S.A
- Wilson, G. R. y H. Ceballos-Lascurain. 1987. *The Birds of Mexico city*. ed. 2^a, Ed. Printing and Graphics Ltd. Canadá.
- Wilson, G. R. y H. Ceballos-Lascurain. 1993. *The Birds of Mexico City*. ed. 2^a, Ed. BC Printing and Graphics Ltd. Canada.
- Zuria, J. I. 2003. *Birds and field margins in an agricultural landscape of Guanajuato, Mexico. Doctoral Thesis (Ecology)*. University of Maryland, College Park, Maryland, USA.

ANEXOS

ANEXO I. Distribución geográfica de los diecinueve sitios de muestreo en la ciudad de Pachuca. 1) JARDÍN ALVARO OBREGON, 2) JARDÍN CASASOLA, 3) JARDÍN NIÑOS HEROES, 4) JARDÍN COLON, 5) JARDÍN LIBERTAD DE EXPRESION, 6) JARDÍN DEL ARTE, 7) JARDÍN DEL MAESTRO, 8) PARQUE DEL RELOJ, 9) PARQUE PLAZA DEL CHARRO, 10) PARQUE PASTEUR, 11) PARQUE DEL GOBIERNO, 12) PARQUE HIDALGO, 13) PARQUE EL REHILETE, 14) CAMELLÓN AV. MADERO, 15) CAMELLÓN AV. REVOLUCION, 16) CAMELLÓN AV. BOULEVARD SAN JAVIER, 17) CAMELLÓN AV. GALERIAS, 18) CAMELLÓN AV. RÍO DE LAS AVENIDAS y 19) CAMELLÓN AV. CARRETERA PACHUCA-TULANCINGO.



ANEXO II. Valores de Coeficiente de Correlación de Pearson entre las variables independientes. Las correlaciones marcadas son significativas (P<0.05)

	HA	%CD	%CS	EARB	AARBO	AHERB	%CAV100	%CAV200	%CP100	%CP200	%C100	%C200	DVN	DAV
HA*	1.00	0.34	-0.07	0.06	-0.04	-0.05	0.21	0.38	-0.03	0.34	-0.82	-0.72	0.04	0.04
%CD		1.00	0.38	-0.17	-0.22	-0.17	0.47	0.53	0.03	-0.32	-0.38	-0.40	0.35	0.35
%CS			1.00	-0.23	-0.49	-0.20	0.15	-0.13	0.54	-0.03	0.17	0.24	-0.11	-0.11
EARB				1.00	0.29	0.36	-0.41	-0.30	-0.16	0.47	-0.24	0.03	-0.42	-0.42
AARBO					1.00	0.39	-0.45	-0.17	-0.37	-0.04	0.07	0.24	-0.29	-0.29
AHERB**						1.00	-0.54	-0.34	-0.06	0.45	0.31	0.36	-0.25	-0.25
%CAV100**							1.00	0.88	0.10	-0.29	-0.38	-0.67	0.33	0.33
%CAV200*								1.00	-0.09	-0.26	-0.49	-0.81	0.43	0.43
%CP100*									1.00	0.26	0.21	0.08	0.22	0.22
%CP200										1.00	-0.13	-0.06	-0.42	-0.42
%C100											1.00	0.81	-0.08	-0.08
%C200												1.00	-0.32	-0.32
DVN**													1.00	1.00
DAV**														1.00

*Transformada (raíz cuadrada)

**Transformada (log₁₀)

Anexo III. Listado taxonómico de las especies registradas para cada sitio, siguiendo el arreglo de la A.O.U. (2003), incluye la presencia para cada sitio.

ORDEN, FAMILIA, ESPECIE	JNIH	JART	JCOL	JCAS	JLIE	JMAE	JALO	PREL	PGOB	PHID	PPAS	PCHA	PREH	CMAD	CRIO	CREV	CPAT	CSJA	CGAL
CICONIIFORMES																			
Ardeidae																			
<i>Bubulcus ibis</i>															+				
COLUMBIFORMES																			
Columbidae																			
<i>Columba livia</i>		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+		+			
<i>Zenaida macroura</i>																		+	
<i>Columbina inca</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
APODIFORMES																			
Trochilidae																			
<i>Cyananthus latirostris</i>	+	+		+			+		+	+	+	+		+	+				
<i>Lampornis clemenciae</i>				+															
PICIFORMES																			
Picidae																			
<i>Sphyrapicus varius</i>											+								
<i>Picoides scalaris</i>										+									
PASSERIFORMES																			
Tyrannidae																			
<i>Contopus</i> sp.												+							
<i>Pyrocephalus rubinus</i>					+	+						+	+		+		+	+	+
<i>Tyrannus vociferans</i>	+	+		+				+		+							+		+
Troglodytidae																			
<i>Thryomanes bewickii</i>		+		+	+		+		+	+	+	+	+		+	+	+		
Regulidae																			
<i>Regulus caléndula</i>	+	+		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+		+		
Sylviidae																			
<i>Polioptila caerulea</i>		+		+					+	+									+
Turdidae																			
<i>Turdus rufopalliatus</i>	+	+	+	+			+		+	+	+	+	+	+			+		

ORDEN, FAMILIA, ESPECIE	JNIH	JART	JCOL	JCAS	JLIE	JMAE	JALO	PREL	PGOB	PHID	PPAS	PCHA	PREH	CMAD	CRIO	CREV	CPAT	CSJA	CGAL
Mimidae																			
<i>Mimus polyglottos</i>						+													
<i>Toxostoma curvirostre</i>	+	+	+		+	+	+		+		+	+	+		+	+	+	+	+
Bombycillidae																			
<i>Bombycilla cedrorum</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+		+	+	+	+	+	+
Parulidae																			
<i>Vermivora celata</i>				+	+														
<i>Vermivora ruficapilla</i>		+					+	+				+	+						
<i>Dendroica coronata</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Dendroica townsendi</i>									+									+	
<i>Mniotilta varia</i>									+										
<i>Oporornis tolmiei</i>								+											
<i>Wilsonia pusilla</i>	+	+	+	+	+			+	+	+			+	+	+	+			
Thraupidae																			
<i>Piranga rubra</i>					+														
<i>Piranga ludoviciana</i>		+	+						+	+	+	+	+						
Emberizidae																			
<i>Pipilo fuscus</i>					+	+			+	+	+	+	+				+		+
<i>Melospiza melodia</i>								+							+				
Icteridae																			
<i>Quiscalus mexicanus</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Molothrus aeneus</i>		+			+	+			+				+		+	+		+	+
<i>Molothrus ater</i>													+		+				+
<i>Icterus cucullatus</i>		+							+										
<i>Icterus bullockii</i>				+															
<i>Icterus galbula</i>	+			+									+				+		
Fringillidae																			
<i>Carpodacus mexicanus</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Carduelis psaltria</i>	+	+	+	+			+	+	+	+	+	+		+	+		+		+
Passeridae																			
<i>Passer domesticus</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+

ANEXO IV. Listado de especies encontradas en las áreas verdes de la ciudad de Pachuca y algunos atributos ecológicos, incluyendo el gremio trófico y su estatus de residencia basado en el estudio de Martínez-Morales y colaboradores (2007) y la comunidad de acuerdo a las observaciones en la zona de estudio.

CLAVE	Especie	Nombre común	Gremio	ABUNDANCIA			Residencia	Comunidad	No. de sitios detectados (%)
				Jardines	Parques	Camellones			
<i>P dom</i>	<i>Passer domesticus</i>	Gorrión casero	G	1006	929	985	R	Verano/Invierno	19 (100)
<i>C livia</i>	<i>Columba livia</i>	Paloma doméstica	G	584	1632	531	R	Verano/Invierno	14 (74)
<i>Q mex</i>	<i>Quiscalus mexicanus</i>	Zanate mexicano	O	145	534	1115	R	Verano/Invierno	19 (100)
<i>C mex</i>	<i>Carpodacus mexicanus</i>	Pinzón mexicano	G	168	455	610	R	Verano/Invierno	19 (100)
<i>B ced</i>	<i>Bombycilla cedrorum</i>	Ampelis chinito	F	208	284	421	M	Invierno	18 (95)
<i>D cor</i>	<i>Dendroica coronata</i>	Chipe coronado	I	140	260	76	M	Invierno	19 (100)
<i>C inc</i>	<i>Columbina inca</i>	Tórtola cola larga	G	94	232	98	R	Verano/Invierno	18 (95)
<i>T ruf</i>	<i>Turdus rufopalliatus</i> ^{*1}	Mirlo dorso rufo	F	19	139	3	R	Verano/Invierno	12 (63)
<i>C psa</i>	<i>Carduelis psaltria</i>	Jilguero dominico	G	22	61	45	R	Verano/Invierno	14 (74)
<i>M aen</i>	<i>Molothrus aeneus</i>	Tordo ojo rojo	G	23	5	89	R	Verano/Invierno	9 (47)
<i>M ate</i>	<i>Molothrus ater</i>	Tordo cabeza café	G	0	78	17	R	Verano/Invierno	3 (16)
<i>T cur</i>	<i>Toxostoma curvirostre</i>	Cuitalcoche pico curvo	I	19	28	30	R	Verano/Invierno	15 (79)
<i>P fus</i>	<i>Pipilo fuscus</i>	Toquí pardo	G	9	42	15	R	Verano/Invierno	9 (47)
<i>T bew</i>	<i>Thryomanes bewickii</i>	Chivirín cola oscura	I	17	31	3	R	Verano/Invierno	12 (63)
<i>W pus</i>	<i>Wilsonia pusilla</i>	Chipe corona negra	I	21	18	9	M	Invierno	12 (63)
<i>R cal</i>	<i>Regulus calendula</i>	Reyezuelo de rojo	I	24	17	6	M	Invierno	15 (79)
<i>P rubi</i>	<i>Pyrocephalus rubinus</i>	Mosquero cardenal	I	23	9	14	R	Verano/Invierno	8 (42)
<i>C lat</i>	<i>Cyananthus latirostris</i> ²	Colibrí pico ancho	N	21	17	6	R	Verano/Invierno	10 (53)
<i>B ibi</i>	<i>Bubulcus ibis</i>	Garza garrapatera	I	0	0	36	R	Invierno	1 (5)
<i>T voc</i>	<i>Tyrannus vociferans</i> ³	Tirano gritón	I	12	5	6	R	Verano/Invierno	7 (37)
<i>S vul</i>	<i>Sturnus vulgaris</i>	Estornino pinto	G	0	2	18	R	Verano/Invierno	4 (21)
<i>P lud</i>	<i>Piranga ludoviciana</i>	Tángara capucha roja	I	5	10	0	M	Invierno	7 (37)
<i>V ruf</i>	<i>Vermivora ruficapilla</i>	Chipe de coronilla	I	2	13	0	M	Invierno	5 (26)
<i>P cae</i>	<i>Polioptila caerulea</i>	Perlita azulgris	I	3	2	1	M	Invierno	5 (26)
<i>I gal</i>	<i>Icterus galbula</i>	Bolsero de Baltimore	I	2	1	1	M	Invierno	4 (21)
<i>S var</i>	<i>Sphyrapicus varius</i>	Chupasavia maculado	I	0	4	0	M	Invierno	1 (5)
<i>V cel</i>	<i>Vermivora celata</i>	Chipe corona naranja	I	3	0	0	M	Invierno	2 (10)
<i>M mel</i>	<i>Melospiza melodia</i>	Gorrión cantador	G	0	1	2	R	Invierno	2 (10)
<i>Z mac</i>	<i>Zenaida macroura</i>	Paloma huilota	G	0	0	3	R	Verano	1 (5)

CLAVE	Especie	Nombre común	Gremio	ABUNDANCIA					Comunidad	No. de sitios detectados (%)
				Jardines	Parques	Camellones	Residencia			
<i>D tow</i>	<i>Dendroica townsendi</i>	Chipe negroamarillo	I	0	1	1	M	Invierno	2 (10)	
<i>O tol</i>	<i>Oporornis tolmiei</i> ^A	Chipe de Tolmie	I	0	2	0	M	Invierno	1 (5)	
<i>L cle</i>	<i>Lampornis clemenciae</i> ²	Colibrí garganta azul	N	1	0	0	R	Invierno	1 (5)	
<i>P sca</i>	<i>Picoides scalaris</i>	Carpintero mexicano	I	0	1	0	R	Invierno	1 (5)	
-	<i>Contopus sp.</i>	Pibí	I	0	1	0	?	--	1 (5)	
<i>M pol</i>	<i>Mimus polyglottos</i>	Centzontle norteño	I	1	0	0	R	Invierno	1 (5)	
<i>M var</i>	<i>Mniotilta varia</i>	Chipe trepador	I	0	1	0	M	Invierno	1 (5)	
<i>P rub</i>	<i>Piranga rubra</i>	Tángara roja	I	1	0	0	M	Invierno	1 (5)	
<i>I bul</i>	<i>Icterus bullockii</i> ²	Bolsero calandria	I	1	0	0	M	Invierno	1 (5)	

Gremios (dieta): C, carnívoro; F, frugívoro; G, granívoro; I, insectívoro; N, nectarívoro; O, omnívoro. Residencia: R, residente; M, migratorio de invierno; T, transitorio o accidental. *nuevo registro para el estado. ¹endémico al Noroeste de México; ²semiendémico; ³casi semiendémico. ^AAmenazada.