



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

INSTITUTO DE ECOLOGÍA

ECOLOGÍA

DIVERSIDAD DE AVES EN ZONAS RIBEREÑAS DEL SUROESTE DE LA CIUDAD

DE MEXICO

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE

MAESTRO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

PRESENTA

NIHAIB FLORES GALICIA

TUTOR PRINCIPAL DE TESIS: DR. IAN MACGREGOR FORS
INSTITUTO DE ECOLOGÍA, A.C.

COMITÉ TUTOR: DR. ROBERTO ANTONIO LINDIG CISNEROS
CENTRO DE INVESTIGACIONES EN
ECOSISTEMAS
DR. EDUARDO OCTAVIO PINEDA
ARREDONDO
INSTITUTO DE ECOLOGÍA, A.C.

MÉXICO, D.F., SEPTIEMBRE, 2015



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

INSTITUTO DE ECOLOGÍA

ECOLOGÍA

DIVERSIDAD DE AVES EN ZONAS RIBEREÑAS DEL SUROESTE DE LA CIUDAD

DE MEXICO

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE

MAESTRO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

PRESENTA

NIHAIB FLORES GALICIA

TUTOR PRINCIPAL DE TESIS: DR. IAN MACGREGOR FORS
INSTITUTO DE ECOLOGÍA, A.C.

COMITÉ TUTOR: DR. ROBERTO ANTONIO LINDIG CISNEROS
CENTRO DE INVESTIGACIONES EN
ECOSISTEMAS
DR. EDUARDO OCTAVIO PINEDA
ARREDONDO
INSTITUTO DE ECOLOGÍA, A.C.

MÉXICO, D.F., SEPTIEMBRE, 2015



Dr. Isidro Ávila Martínez
Director General de Administración Escolar, UNAM
Presente

Mé permito informar a usted, que el Subcomité de Ecología y Manejo Integral de Ecosistemas, en su sesión ordinaria del día 22 de septiembre de 2014, aprobó el jurado para la presentación de su examen para obtener el grado de **MAESTRO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS** del alumno **FLORES GALICIA NIHAIB** con número de cuenta **303139162** con la tesis titulada "**Diversidad de aves en zonas ribereñas del suroeste de la Ciudad de México**", bajo la dirección de la **DR. IAN MACGREGOR FORS**:

Presidente: DR. ADOLFO GERARDO NAVARRO SIGÜENZA
Vocal: DR. LUIS ANTONIO SÁNCHEZ GONZÁLEZ
Secretario: DR. EDUARDO OCTAVIO PINEDA ARREDONDO
Suplente: DRA. KATHERINE RENTON
Suplente: DR. JORGE ERNESTO SCHONDUBE FRIEDEWOLD

Sin otro particular, me es grato enviarle un cordial saludo.

ATENTAMENTE
"POR MI RAZA HABLARA EL ESPIRITU"
Cd. Universitaria, D.F., a 26 de agosto de 2015.

DRA. MARÍA DEL CORO ARIZMENDI ARRIAGA
COORDINADORA DEL PROGRAMA



c.c.p. Expediente del (la) interesado (a).

Agradecimientos institucionales

Al Posgrado en Ciencias Biológicas, UNAM.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca otorgada con número de becario 270106.

A los miembros del Comité Tutor (Dr. Ian MacGregor Fors, Dr. Roberto Antonio Lindig Cisneros y Dr. Eduardo Octavio Pineda Arredondo) por las aportaciones y comentarios realizados durante todo el transcurso de la elaboración del presente trabajo.

Agradecimientos a título personal

Es cuantioso el número de personas a las que debo mi agradecimiento por su apoyo a este proyecto de maestría. El espacio limitado me impide extenderme en el reconocimiento de todos y cada uno de ellos, no obstante quiero expresar mi agradecimiento a aquellos que me apoyaron de forma explícita e intensiva en esta gran etapa.

Al Dr. Eduardo Pineda por los comentarios que de manera muy importante ayudaron a planear, construir y finalizar el proyecto.

Al Dr. Roberto Lindig por su paciencia y el conocimiento que me compartió.

Al Dr. Ian por ser mi guía, editor y jefe. Porque pese a mi ignorancia (y a veces renuencia) sobre las aves no abandonó el barco y por la confianza que me otorgó.

A los miembros del Jurado Revisor, el Dr. Adolfo Navarro Sigüenza, la Dra. Katherine Renton, el Dr. Luis Antonio Sánchez González y el Dr. Jorge Ernesto Schondube Friedewold por sus aportaciones y comentarios al trabajo.

A mi familia por haberme otorgado todo el apoyo que me dieron durante esta etapa.

A Erick por ser quien en gran medida me incitó a culminar con el proceso de titulación, por su apoyo en la logística y el trabajo de campo. Pero de manera fundamental porque él también es mi motivación en la vida.

A Mónica Mildrette y Paula quienes nuevamente me ayudaron de manera importante en campo, con grandes momentos de felicidad, chismes y ociosidades. A los integrantes (o exintegrantes) del LEAP: Claudia, Juan Fer, Ina (gran patrocinadora de mi estancia en Xalapa), Lizeth y Lorena.

A los vecinos del Río Mixcoac y del Río Magdalena que me permitieron entrar en sus hogares para acceder a los sitios de muestreo. Así como a los miembros de las comunidades de San Mateo Tlaltenango, San Bartolo Ameyalco, San Bernabé Ocotepéc y al ejido de San Mateo Tlaltenango quienes también me permitieron acceder a sus terrenos.

Índice

1. Resumen.....	1
2. Introducción.....	4
3. Antecedentes.....	5
4. Objetivo.....	7
4.1. Objetivos particulares.....	8
4.2. Hipótesis.....	8
5. Métodos.....	9
6.1. Área de estudio.....	9
6.2. Selección de sitios de muestreo.....	10
6.3. Muestras de aves.....	13
6.4. Variables ambientales.....	14
6.5. Análisis de datos.....	14
6. Resultados.....	18
7. Discusión.....	27
8. Conclusiones.....	36
9. Literatura consultada.....	37
10. Anexos.....	47

Índice de cuadros y figuras

Cuadro 1. Características del Río Mixcoac y del Río Magdalena en la Ciudad de México....	11
Figura 1. Localización de los sitios de estudio.....	12
Figura 2. Riqueza de especies calculada en las categorías de estudio.....	19
Figura 3. Abundancia de aves en las categorías de estudio.....	20
Figura 4. Curvas de rango abundancia para las tres categorías de estudio.....	21
Figura 5. Dendrogramas del análisis agrupamiento multivariado que usa el coeficiente de Bray-Curtis y de Jaccard.....	23
Figura 6. Gráficos de dispersión y pendientes de regresión del número de especies de aves y la distancia al borde de la ciudad en los ríos.....	24
Figura 7. Gráficos de dispersión y pendientes de regresión de la abundancia de aves y la distancia al borde de la ciudad en los ríos.....	25
Figura 8. Árboles de regresión de la relación entre las variables ambientales con el número de especies en las tres categorías de estudio del Río Mixcoac y del Río Magdalena.....	26
Figura 9. Árboles de regresión de la relación entre las variables ambientales con la abundancia en las tres categorías de estudio del Río Mixcoac y del Río Magdalena.....	27

1. Resumen

Las ciudades modifican las zonas ribereñas al reducir la cobertura vegetal, aumentar el flujo de agua, los contaminantes y la invasión de especies exóticas. Se desconoce la forma en que las comunidades de aves en las zonas ribereñas responden a estas modificaciones. En este trabajo evalué: (i) el papel que juegan las zonas ribereñas en la riqueza, densidad de individuos, composición y similitud de especies de aves con respecto a zonas adyacentes, (ii) la relación que existe entre el número de especies y la abundancia de individuos con variables del ambiente, y (iii) la relación entre el número de especies y la abundancia con la distancia al borde de la ciudad a través de muestreos de aves en dos ríos en el suroeste de la Ciudad de México, así como en zonas urbanas y en zonas con árboles de alineación adyacentes a los ríos. Observé que en cada río se presenta una respuesta diferencial a los atributos considerados. En las zonas ribereñas del Río Mixcoac y del Río Magdalena: (i) la riqueza de aves no fue significativamente distinta a las zonas adyacentes, (ii) la densidad de aves fue mayor a la de zonas adyacentes en el Río Mixcoac, pero similar en el caso del Río Magdalena, (iii) la equidad de la comunidad de aves fue similar a la de las zonas adyacentes en el Río Mixcoac, pero mayor en el Río Magdalena y (iv) la composición de especies fue distinta a la de las zonas adyacentes en el Río Mixcoac, pero similar a la zona urbana adyacente en el Río Magdalena. Por otra parte, las variables del ambiente que se relacionaron con el número de especies y la abundancia de aves en las zonas ribereñas fueron: (i) las características de la vegetación, (ii) las características del río y (iii) el nivel socioeconómico. Finalmente, el número de especies y la abundancia de aves aumentó con la distancia al borde de la ciudad en el Río Mixcoac, pero no en el Río Magdalena. Los resultados de este trabajo señalan que las zonas ribereñas juegan un papel fundamental para determinar la densidad de individuos,

equidad y composición de especies, pero no en la riqueza de especies de las comunidades de aves del suroeste de la Ciudad de México.

Abstract

Cities have modified riparian zones by reducing vegetation cover, increasing the water flow, contaminants and enabling the invasion of exotic species. How bird communities in riparian areas respond to these changes is unknown. Here, I evaluated: (i) the role of riparian areas in the richness, density of individuals, composition and similarity of species of birds in relation to adjacent areas, (ii) the relationship between the variables of the environment, number of species and density of individuals of birds and, (iii) the relationship between the number of species and abundance of individuals with distance from the edge of the city through bird surveys in two rivers in southwest Mexico City, as well as in urban areas and vegetation alignment adjacent to rivers. I observed that every river has a different response to the attributes considered. Specifically, in riparian areas of the Mixcoac River and the Magdalena River: (i) bird richness is not significantly different from adjacent areas, (ii) the density of birds is higher than in the adjacent areas in the Mixcoac River but similar in the Magdalena River, (iii) equity is similar to that of adjacent areas in the Mixcoac River, but higher in the Magdalena River and (iv) the species composition is different from that of adjacent areas in the Mixcoac River, but similar to the adjacent urban area in the Magdalena River. Moreover, the variables that had more relationship with the number of species and abundance of birds in riparian areas were: (i) the characteristics of the vegetation, (ii) the characteristics of the river and (iii) socioeconomic status. Finally, the number of species and abundance increased with distance from the edge of city in the Mixcoac River but not in the Magdalena River. The

results of this study indicate that riparian areas play a key role in the density of individuals, equity and species composition, but not in the richness of bird communities in the southwest of Mexico City.

2. Introducción

La urbanización es un proceso dinámico y complejo que ocurre a múltiples escalas espaciales y temporales (Grimm *et al.*, 2008). Este proceso se relaciona con un rápido incremento en la población humana, con el consumo de energía y con la modificación extensiva de los paisajes (McDonnell y Pickett, 1990; Seto *et al.*, 2013). De acuerdo con la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (MEA, 2005) y la Organización de las Naciones Unidas (ONU, 2010) la mayor parte del crecimiento de población de los siguientes 40 años se concentrará en las zonas urbanas del mundo. Desde el punto de vista ambiental las zonas urbanas alteran: (i) los ciclos biogeoquímicos, al modificar las concentraciones a nivel local y global de elementos como el carbono, el nitrógeno o el fósforo, (ii) la temperatura, debido a la isla de calor urbana, la actividad industrial y las propiedades térmicas de los materiales usados en la construcción, (iii) la biodiversidad, debido al incremento en el número de especies exóticas invasivas y la pérdida de condiciones de hábitat para especies nativas sensibles y (iv) la cobertura y uso de la tierra, por el incremento en superficies de uso de tierra urbano (Alberti, 2008; Grimm *et al.*, 2008; Pickett, *et al.*, 2008; McDonald y Marcotillo, 2013 y Seto *et al.*, 2013).

El incremento en el uso de tierra urbano y la expansión urbana en ocasiones pueden dejar espacios remanentes con hábitat nativo (McKinney, 2006; Dallimer *et al.*, 2012). Estos sitios son importantes para mantener la diversidad de plantas y animales que habitan en las ciudades (Sandstrom *et al.*, 2006). Los espacios remanentes de hábitat conforman parte de las áreas verdes de las ciudades y suelen encontrarse en parques, reservas naturales, lagos o ríos (Wolch *et al.*, 2014). Los ríos y sus elementos bióticos y abióticos adyacentes conforman los sistemas ribereños, los cuales son zonas de transición entre los ecosistemas acuáticos y

los terrestres (Naiman *et al.*, 1998). Los ríos y sus zonas ribereñas proveen agua, energía, alimentos, redes de transporte y sitios de recreación a las personas que habitan en las ciudades (Grimm *et al.*, 2008; Francis, 2012), así como hábitat, refugio y sitios de llegada para los organismos de la vida silvestre (Skagen *et al.*, 1998; Naiman *et al.*, 2005; Arizmendi *et al.*, 2008; Cerasale y Guglielmo, 2010). Pese a su importancia en zonas urbanas, estos sistemas sufren importantes cambios debido a que la vegetación ribereña es sustituida por superficies impermeables, los ríos se conectan con las redes de drenaje, aumenta el flujo de agua, los contaminantes y la invasión de especies exóticas (Groffman *et al.*, 2003; Naiman *et al.*, 2005).

3. Antecedentes

Distintos estudios han descrito y cuantificado el efecto que tiene la urbanización sobre la biodiversidad (McDonnell y Pickett, 1990; McDonnell y Hahs, 2008). Estos estudios han señalado que los patrones de diversidad suelen ser distintos para cada grupo de organismos (*i.e.* insectos, aves, mamíferos, plantas). En específico, se ha observado que las comunidades de aves en zonas urbanas pueden mostrar uno o varios de los siguientes patrones: (i) la riqueza disminuye con la intensidad de la urbanización (Blair, 1996; Chace y Walsh, 2006; McKinney, 2008), (ii) la abundancia aumenta con la intensidad de la urbanización (Chace y Walsh, 2006), y (iii) la composición de las comunidades de aves cambia debido a que aumenta el número de especies explotadoras urbanas (especies generalmente exóticas que prosperan en ambientes urbanos al grado que son dependientes de ellos, Shochat *et al.*, 2006) así como de especies adaptables urbanas (especies nativas o exóticas que pueden adaptarse a ambientes urbanos y hacer uso de ambientes no urbanos, Shochat *et al.*, 2006) y disminuye

el número de especies evasoras (especies nativas que preferencialmente habitan en ambientes no urbanos, Blair, 1996) (Blair, 1996; Conole y Kirkpatrick, 2011).

Estos patrones en la diversidad de las comunidades de aves han sido relacionados con atributos del hábitat, tales como: (i) las características de la vegetación, encontrando generalmente relaciones positivas con la cobertura vegetal, la riqueza de especies de árboles y arbustos (Chace y Walsh, 2006; Luther *et al.*, 2008; Ortega-Álvarez y MacGregor-Fors, 2009; MacGregor-Fors y Ortega-Álvarez, 2011; Meffert y Dziock, 2013), así como relaciones negativas con la cobertura de especies de plantas exóticas (White *et al.*, 2005), (ii) las actividades humanas, detectando generalmente relaciones negativas con el número de peatones y de carros (Fernández-Juricic, 2001; MacGregor-Fors y Ortega-Álvarez, 2011; MacGregor-Fors y Schondube, 2011), (iii) la superficie construida, detectando para las especies evasoras y adaptables relaciones negativas en tanto que para las especies explotadoras relaciones positivas (Chace y Walsh, 2006; Lussier *et al.*, 2006) y (iv) las especies exóticas, detectando generalmente relaciones negativas (Fernández-Juricic, 2001; Chávez-Zichinelli *et al.*, 2010). Aunado a estos factores, estudios recientes han señalado que el proceso de semi-permeabilidad urbana puede afectar la riqueza de especies de aves en estas zonas al actuar como un filtro para las especies de aves. En dicho proceso, la riqueza de especies de aves disminuye con el aumento en la distancia al borde de la ciudad siendo el centro urbano una barrera ecológica para las aves (MacGregor-Fors, 2010; MacGregor-Fors y Ortega-Álvarez, 2011).

Pese al creciente conocimiento de las comunidades de aves en zonas urbanas, los estudios sobre comunidades de aves ribereñas continúan siendo escasos (Marzluff, 2001). Dichos estudios se han enfocado en: (i) la función de los sistemas ribereños como corredores para las aves (Bryant, 2006; Tremblay y Clair, 2009), (ii) su uso por especies de aves

migratorias (Arizmendi *et al.*, 2008; Pennington *et al.*, 2008), (iii) los patrones de diversidad de comunidades de aves que se observan en gradientes de urbanización a lo largo de los ríos (Rottenborn, 1999; Nelson y Nelson, 2001; Bryce *et al.*, 2002; Lussier *et al.*, 2006; Dallimer *et al.*, 2012) y (iv) la relación de las comunidades de aves con variables del hábitat a escala local y del paisaje (Hennings y Edge, 2003; Lussier *et al.*, 2006; Pennington y Blair, 2011). Más escasos aún son los estudios que han contrastado los valores de riqueza y abundancia de las comunidades de aves de las zonas ribereñas con los de las zonas adyacentes. En estos trabajos se reporta que la riqueza y abundancia de aves es mayor en las zonas ribereñas que en las zonas urbanas adyacentes (Tramell *et al.*, 2011), aunque similar a la de otras áreas verdes (Sandstrom *et al.*, 2006). Dada la escasa información sobre la importancia que tienen las zonas ribereñas de zonas urbanas para las comunidades de aves, resulta relevante comprender: el papel que juegan las zonas ribereñas en relación con las comunidades de aves con respecto a las zonas urbanas adyacentes y la relación que existe entre las variables del ambiente y las comunidades de aves.

4. Objetivo general

Evaluar la respuesta de la riqueza de especies, densidad, equidad y composición de las comunidades de aves de zonas ribereñas en comparación con zonas urbanas y zonas con árboles de alineación adyacentes a ellas en el suroeste de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México (referida como Ciudad de México de aquí en adelante).

4.1. *Objetivos particulares*

- i. Contrastar los valores de riqueza de especies, densidad, equidad y composición de las comunidades de aves de dos zonas ribereñas, zonas urbanas y zonas con árboles de alineación adyacentes a los ríos.
- ii. Explorar la relación que existe entre el número de especies y la abundancia de individuos registrada con las variables ambientales.
- iii. Examinar la relación que existe entre el número de especies y la abundancia de individuos registrada con la distancia al borde de la ciudad en las tres categorías de estudio.

4.2 *Hipótesis*

Espero que la diversidad de las comunidades de aves sea mayor en las zonas ribereñas en comparación con las zonas urbanas y las zonas con árboles de alineación adyacentes por lo que los valores de riqueza y equidad serán mayores en las comunidades de aves de las zonas ribereñas, menores en las comunidades de aves de las zonas urbanas adyacentes e intermedios en las comunidades de aves de las zonas con árboles de alineación. Por otra parte, debido a que la densidad de aves aumenta con la urbanización y que las zonas ribereñas suelen tener una mayor densidad de aves que las zonas adyacentes (zona urbana y zonas con árboles de alineación), espero que el valor de densidad sea mayor en las zonas urbanas, seguido por las zonas ribereñas y finalmente por las zonas con árboles de alineación.

La riqueza y abundancia de aves se han relacionado positivamente con las características de la vegetación y negativamente con el disturbio humano. Por lo anterior, espero que la riqueza y abundancia se relacionen en: (i) las zonas ribereñas de manera

positiva con las características de la vegetación y de manera negativa con la superficies impermeables y (ii) en las zonas con árboles de alineación y en la zona urbana de manera positiva con las características de la vegetación y de manera negativa con la actividad humana y con las amenazas potenciales para las aves.

Debido al proceso de semi-permeabilidad urbana y a que las zonas ribereñas pueden funcionar como corredores para diversas especies de la vida silvestre, espero que en la zona ribereña y en las zonas con árboles de alineación la riqueza de especies no se relacione con la distancia al borde de la ciudad, en tanto que en la zona urbana se relacione negativamente con la distancia al borde. Por otra parte, debido a que la abundancia, principalmente de especies utilizadoras y explotadoras urbanas, aumenta con la distancia al borde de la ciudad espero que la abundancia de aves en la zona ribereña, en las zonas con árboles de alineación y en la zona urbana se relacione positivamente con la distancia al borde de la ciudad.

5. Métodos

5.1. Área de estudio

La Ciudad de México comprende el centro y norte del Distrito Federal, una porción del Estado de México y un área pequeña del estado de Hidalgo ($19^{\circ} 03' 19^{\circ} 54' N$, $98^{\circ} 38' 99^{\circ}03' O$). La Ciudad de México ocupa una superficie de aproximadamente $1,800 \text{ km}^2$, alberga una población aproximada de 20,110,000 habitantes y tiene una tasa de crecimiento media anual de 0.9% (Instituto Nacional de Estadística y Geografía, 2012). Esta metrópoli se ubica en la zona de transición de las regiones biogeográficas Neártica y Neotropical en la provincia del Eje Volcánico Transmexicano (Morrone, 2005). El área que actualmente ocupa la Ciudad de México estaba originalmente cubierta por 10 tipos de vegetación: (i) bosque de

oyamel, (ii) bosque mesófilo de montaña, (iii) bosque de pino, (iv) bosque de encino, (v) bosque de junípero, (vi) matorral de encino, (vii) pastizal, (viii) matorral xerófilo, (ix) vegetación halófila y (x) vegetación acuática y subacuática (Rzedowski y Rzedowski, 2005).

El sitio de estudio de este trabajo se localiza al suroeste de la Ciudad de México y queda circunscrito dentro de los límites del Distrito Federal (Fig. 1). En ésta zona se encuentra una proporción importante de la cobertura vegetal urbana y del suelo de conservación de la ciudad, el cual es definido como aquellos bosques, matorrales, pastizales, humedales y zonas agrícolas que son hábitat para distintas especies endémicas y que proveen servicios ecosistémicos a los habitantes de la Ciudad de México (Gobierno del Distrito Federal, 2012; Procuraduría Ambiental y del Ordenamiento Territorial del Distrito Federal, 2008, Procuraduría Ambiental y del Ordenamiento Territorial del Distrito Federal, 2010), además de encontrarse los escurrimientos superficiales de mayor caudal del Distrito Federal (Gobierno del Distrito Federal, 2012; González *et al.*, 2010). La presencia de escurrimientos superficiales que corren desde la zona no urbana hacia la urbana y la importante cobertura de la vegetación en la zona urbana adyacente a estos escurrimientos fueron ideales para establecer un muestreo que permitiera realizar comparaciones entre zonas ribereñas con la matriz urbana adyacente y evaluar los cambios en la diversidad de las comunidades de aves.

5.2. Selección de sitios de muestreo

Seleccioné dos de los afluentes de la zona con base en las siguientes características: (i) presencia de vegetación ribereña, (ii) tipo de afluente (únicamente ríos perennes), (iii) estado del cauce (no estar entubado o menos de 20% entubado), (iv) orden del río, el cual hace referencia a la posición del río en la jerarquía de la red de drenaje (orden mayor a tres) y (v) conectividad (que estuviera conectado con el suelo de conservación del Distrito Federal). Lo

anterior con la finalidad de seleccionar sólo aquellas corrientes de agua en las que la vegetación ribereña asociada fuera un continuo a través de la Ciudad de México. Los ríos seleccionados fueron el Río Mixcoac y el Río Magdalena, ambos se ubican dentro de la cuenca del Valle de México (Fig. 1). Estos ríos tienen características distintivas en cuanto a la longitud del río en la zona urbana, cobertura de áreas verdes y actividades de construcción (en el Río Magdalena se realizaban actividades de saneamiento del río derivadas del Programa Integral de Rescate de los ríos Magdalena y Eslava) (Cuadro 1).

Cuadro 1. Características del Río Mixcoac y del Río Magdalena en la Ciudad de México.

	Río Mixcoac	Río Magdalena
Longitud del cauce a cielo abierto	11.89 km	7.59 km
Longitud del río considerada para el estudio	6.20 km	6.09 km
Magnitud de orden del río*	3, 3	4, 5
Cobertura de áreas verdes**	58.73%	69.27%
Actividades de construcción	No	Canalización del río, construcción de colector marginal, dragado.

*El primer número hace referencia al orden del río en el límite de la Ciudad de México y el segundo al orden del río en su punto más alejado al borde de la Ciudad de México considerado en este estudio.**Obtenido con base en el mapa de áreas verdes del Distrito Federal (Procuraduría Ambiental y del Ordenamiento Territorial del Distrito Federal, 2010), consideré un buffer de 12.5 m a partir del río.

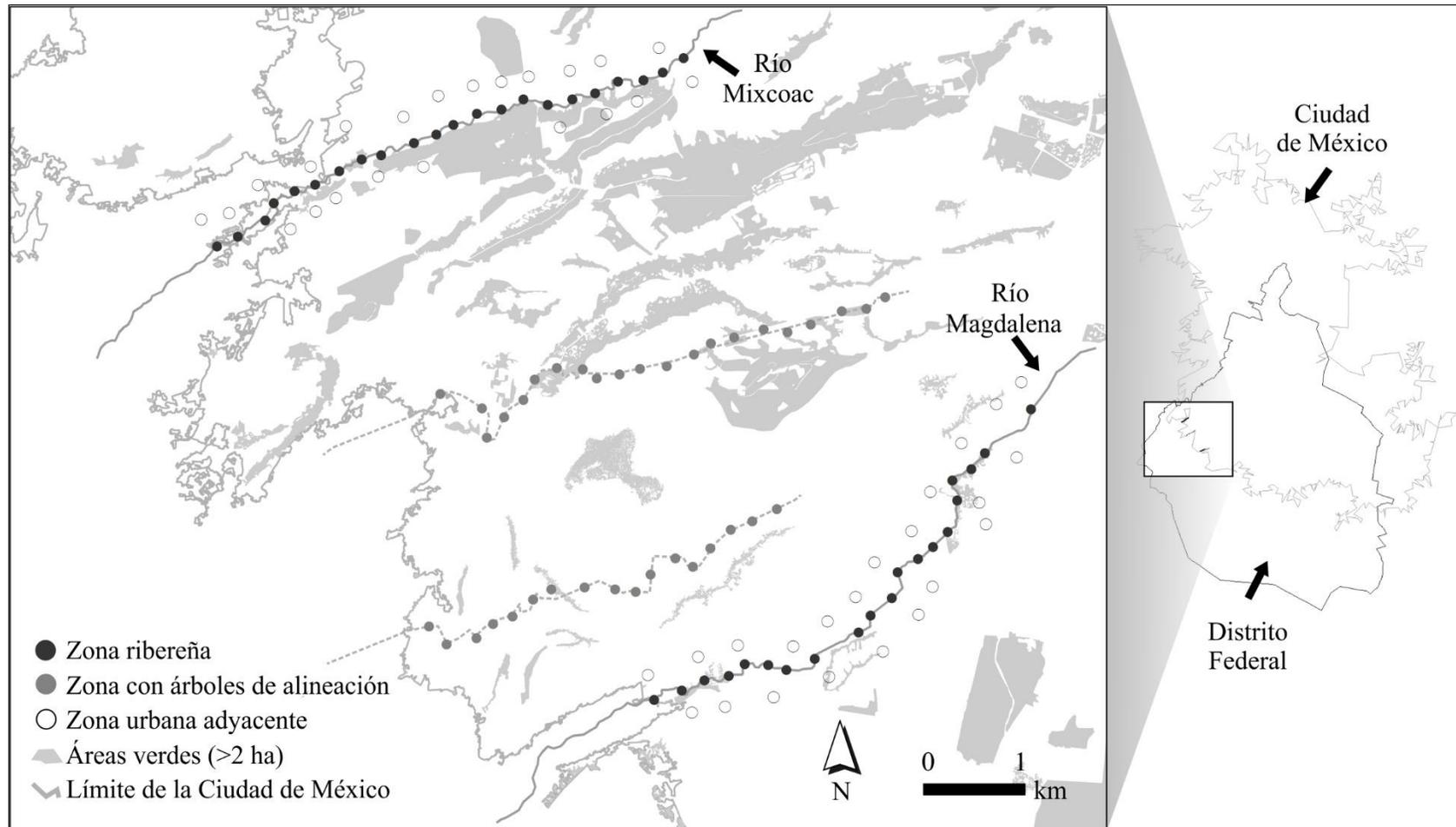


Figura 1. Localización de los puntos de muestreo en las tres categorías de estudio (zona ribereña, zona con árboles de alineación y zona urbana adyacente) en el Río Mixcoac y en el Río Magdalena, al suroeste de la Ciudad de México.

Establecí sitios de muestreo en: i) la zona ribereña, ii) la zona con árboles de alineación (definida como transectos de calles en los cuales los árboles son los elementos dominantes en banquetas y camellones; Benavides, 1989) y iii) en la zona urbana adyacente a los ríos. Los sitios los ubiqué en la ciudad y hasta 1 km fuera del borde de la misma con la finalidad de tener referencia de las comunidades de aves que ocurren en el borde y fuera de la ciudad. El diseño de muestreo no fue balanceado debido a problemas de accesibilidad por la construcción de la Supervía Poniente y a que algunos particulares me negaron el paso a los sitios de muestreo. En total establecí 151 sitios de muestreo; 52 en las zonas ribereñas (27 en el Río Mixcoac y 25 en el Río Magdalena), 51 en las zonas urbanas adyacentes a los ríos (27 en la zona urbana adyacente al Río Mixcoac y 24 en la zona urbana adyacente al Río Magdalena) y 48 en las zonas con árboles de alineación adyacente a los ríos (26 en la zona con árboles de alineación adyacente al Río Mixcoac y 22 en la zona con árboles de alineación adyacente al Río Magdalena).

5.3. Muestreos de aves

Realicé muestreos de las comunidades de aves residentes durante la época reproductiva (junio a agosto del 2012) de 7:00 a 11:00 a.m. Utilicé el método de puntos de conteo de radio definido (5 minutos, radio de 25 m; *sensu* Ralph *et al.* 1993). Cada punto de conteo lo visité en una sola ocasión. Para evitar pseudorélicas aseguré una distancia mínima de 250 m entre puntos (Ralph *et al.* 1993). Registré únicamente a los individuos observados con la finalidad de considerar sólo a aquellas aves que hicieran uso del hábitat en los puntos de muestreo. Registré la distancia radial de aquellos individuos observados con ayuda de un telémetro (Bushnell Yardage Pro) con la finalidad de calcular la densidad de aves corregida por la distancia en el programa Distance 6.0.

5.4. *Variables ambientales*

Caractericé los sitios de muestreo en las zonas ribereñas, en la zona con árboles de alineación y en las zonas urbanas adyacentes con base en cinco conjuntos de variables: (i) cobertura de los componentes urbanos (estimé visualmente la cobertura de construcción, de árboles, de arbustos y de plantas herbáceas), (ii) estructura del hábitat (número de árboles en el sitio de muestreo, diámetro a la altura del pecho, altura máxima y mínima de árboles, arbustos y herbáceas, número de postes de luz y de teléfono, número de cables de luz y de teléfono, número de pararrayos, número de luminarias, altura máxima construida), (iii) heterogeneidad biológica (número de especies de árboles, arbustos y herbáceas), (iv) amenazas potenciales para las aves (número de ventanas, número de personas por minuto, número de autos por minuto, número de perros y gatos en el punto), y (v) nivel socioeconómico (en el cual consideré el material de construcción de la vivienda, el número y el modelo de los carros, el estado de la infraestructura urbana al considerar la presencia de banquetas, drenaje y pavimentación de calles) (*sensu* MacGregor-Fors y Schondube, 2011). Adicionalmente, para los dos primeros conjuntos de variables en la zona ribereña consideré: (i) número de estructuras de retención de agua (presas, pozos y puentes) y (ii) ancho del río.

5.5. *Análisis de los datos*

Para realizar los análisis de contraste en riqueza, densidad, equidad y similitud en composición de especies entre las categorías de estudio o hábitats (zonas ribereñas, zonas con árboles de alineación y zonas urbanas) y para identificar las variables ambientales que se relacionan con el número de especies y abundancia en el Río Mixcoac y en el Río Magdalena, usé los datos obtenidos en los puntos de conteo ubicados dentro de los límites de la Ciudad de México (zonas ribereñas = 22 puntos en el Río Mixcoac y 20 en el Río

Magdalena; zonas con árboles de alineación = 21 puntos en el Río Mixcoac y 17 en el Río Magdalena y zonas urbanas = 22 puntos en el Río Mixcoac y en el Río Magdalena), excluyendo los puntos ubicados fuera de los límites del área urbana. Esto con la finalidad de analizar los patrones que presentan dichos atributos de las comunidades de aves dentro la ciudad.

Para determinar la representatividad de los muestreos, calculé la relación entre el número de especies observadas y el valor promedio de especies estimadas con el estimador ACE (estimador de cobertura de abundancia) calculado en SPADE (Chao y Shen, 2010). Este estimador utiliza el coeficiente de varianza de una submuestra de especies raras para calcular la probabilidad de encontrar nuevas especies y posteriormente estimar el número de especies no detectadas (Chao y Shen, 2006).

Para contrastar los valores de riqueza de especies entre las tres categorías de estudio comparé la riqueza observada calculada (S_{est}) en EstimateS 9.1 (Colwell, 2013). Esta es calculada al realizar un remuestreo repetido de todo el conjunto de muestras (Gotelli y Colwell, 2001), lo cual permite comparaciones de la riqueza observada calculada de las comunidades de aves registradas en cada tratamiento con diferente tamaño de muestra al comparar los resultados con la misma abundancia acumulada (Moreno, 2001; Magurran, 2004). El tamaño de muestra que usé para realizar las comparaciones entre las categorías fue de 84 individuos. Para determinar si la riqueza entre sitios difirió estadísticamente, comparé sus intervalos de confianza de 84%. MacGregor-Fors y Payton (2013) señalan que la comparación de los intervalos de confianza de 84% imita robustamente pruebas estadísticas con una significación del 0.05. De tal forma, si los intervalos de confianza se superponen se asume que no hay diferencias estadísticas significativas, en tanto que si los intervalos de confianza no se superponen se asumen diferencias estadísticas significativas.

Para comparar la densidad de aves entre las categorías de estudio analicé las distancias registradas en los puntos de conteo con Distance 6.0 (Thomas *et al.*, 2009). Este programa calcula la probabilidad de que un individuo sea detectado conforme incrementa la distancia al observador y posteriormente estima el número de individuos dentro del área muestreada (Buckland *et al.*, 2001). El programa puede aglomerar a las especies para evitar errores de estimación que resultan de diferencias en las probabilidades de detección entre especies (Buckland *et al.*, 2001), las cuales pueden subestimar o sobrestimar la densidad debido a la rareza o abundancia de las especies y a las diferencias en sus probabilidades de detección (Allredge *et al.*, 2007). Para realizar comparaciones en las densidades obtenidas entre categorías calculé intervalos de confianza de 84% (MacGregor-Fors y Payton, 2013). Los intervalos de confianza de 84% para cada categoría de estudio los obtuve al modificar el valor predeterminado (95%) que está incluido en el programa.

Comparé la estructura (dominancia/equidad) de las comunidades de aves al usar curvas de rango-abundancia. Estas representan la distribución de abundancia de las especies de una comunidad. Curvas con pendiente pronunciada representan comunidades dominadas por pocas especies, en tanto que curvas con una pendiente suave representan comunidades más equitativas en las que las especies tienen abundancias similares (Magurran, 2004). Dado que el esfuerzo de muestreo difirió entre las categorías de estudio, seleccioné de manera aleatoria el mismo número de puntos de conteo en todos los sitios (17 puntos de conteo) con la finalidad de realizar comparaciones con un esfuerzo de muestreo equivalente. Debido a lo anterior el número de especies que incluí en este análisis difirió del número total de especies que registré en el estudio (Anexo 1). Transformé las abundancias a escala logarítmica (\log_{10}) para facilitar comparaciones entre especies con abundancias que difieren en uno o más

ordenes de magnitud (Magurran, 2004). Comparé las curvas de rango-abundancia con un análisis de covarianza (ANCOVA) en R (R Core Team, 2013).

Las diferencias en la composición de especies entre sitios las evalué con un análisis multivariado de agrupaciones usando el coeficiente de similitud de Jaccard y el coeficiente de similitud de Bray-Curtis en BioDiversity Pro (McAleece *et al.*, 1997). El coeficiente de similitud de Jaccard hace énfasis en la similitud taxonómica de las comunidades, al considerar únicamente la presencia/ausencia de las especies (Clarke y Warwick, 2001), en tanto que el coeficiente de similitud de Bray-Curtis es una medida de la similitud entre las comunidades que toma en consideración la abundancia de las especies (Bray y Curtis, 1957). El método de ligamiento que utilicé fue el de ligamiento simple, este método es sencillo de comprender, uno de los más sencillos para calcular y usa directamente los valores de la matriz de similitud en el dendrograma (Everitt *et al.*, 2011; Legendre y Legendre, 2012).

Para relacionar la abundancia y el número de especies de aves con la distancia al borde de la ciudad llevé a cabo correlaciones no paramétricas con base en el coeficiente de Spearman. Este estadístico es de gran utilidad ya que permite su uso cuando los datos no tienen una distribución normal o cuando son nominales (Zar, 2010). Con la finalidad de observar las tendencias en el número de especies y la abundancia con respecto a la distancia al borde de la ciudad, grafiqué sus valores al usar tanto los datos de los puntos establecidos fuera de los límites de la ciudad (utilicé el promedio de los datos de los cinco puntos de conteo establecidos por categoría de estudio, excepto para la zona urbana del Río Magdalena en donde solo use dos puntos debido a problemas para establecer el resto de los puntos), así como los datos de los puntos establecidos dentro de los límites de la ciudad.

Con la finalidad de evaluar la existencia de relación entre el número de especies, la abundancia de aves y los cinco conjuntos de variables ambientales, elaboré árboles de

regresión con R (R Core Team, 2013). Este análisis permite interpretar relaciones lineales y no lineales entre un grupo de variables independientes y una variable dependiente, incluyendo variables continuas y categóricas combinadas (De'ath y Fabricius, 2000). El análisis utiliza particiones recursivas binarias, las cuales dividen el conjunto de datos en dos grupos homogéneos excluyentes con base en las variables explicativas. Cada división está definida por una sola variable explicativa (Alain *et al.*, 2007). El procedimiento se repite para los nuevos grupos generados y continúa hasta que todos los grupos tengan el mismo valor, ya no sea posible realizar divisiones, o el árbol alcance un tamaño predefinido (De'ath y Fabricius, 2000; Alain *et al.*, 2007). Gráficamente, en los árboles se despliegan jerárquicamente en forma descendente las variables independientes que mejor explican la variación en la variable dependiente. Cada dicotomía está dada por el valor del umbral de diferencia de una variable independiente dada. Los valores mayores al umbral identificado se muestran del lado derecho y los valores bajos del lado izquierdo (Crawley, 2007).

6. Resultados

Registré un total de 38 especies: 28 en las zonas ribereñas, 27 en las zonas con árboles de alineación y 26 en las zonas urbanas adyacentes a los ríos Mixcoac y Magdalena. Dentro de los límites de la ciudad, en el Río Mixcoac registré 19 especies de aves en la zona ribereña, 15 especies en la zona con árboles de alineación y 13 especies en la zona urbana adyacente. En el Río Magdalena registré 16 especies de aves en la zona ribereña, 12 especies en la zona con árboles de alineación y 15 especies en la zona urbana adyacente. De las especies registradas tres son endémicas a México (González-García y Gómez de Silva, 2003) y una está considerada como amenazada por el Gobierno Mexicano (SEMARNAT, 2010) (Anexo

1). Ninguna de las especies que registré es considerada bajo alguna categoría de conservación a nivel mundial (IUCN, 2013). Los resultados del análisis de completitud mostraron que, en el tiempo y espacio muestreados, en el Río Mixcoac detecté 81.74% de las posibles especies presentes en la zona ribereña, 65.47% en la zona con árboles de alineación y 87.05% en la zona urbana adyacente al río. En el Río Magdalena detecté 91.43% de las posibles especies presentes en la zona ribereña, 57.11% en la zona con árboles de alineación y 92.99% en la zona urbana adyacente.

El análisis de la riqueza de especies mostró que no existen diferencias significativas en la riqueza observada calculada entre las tres categorías de estudio en los ríos Mixcoac y Magdalena; sin embargo, observé una tendencia en las zonas ribereñas a tener una mayor riqueza observada calculada con respecto al resto de las categorías de estudio (Fig.2).

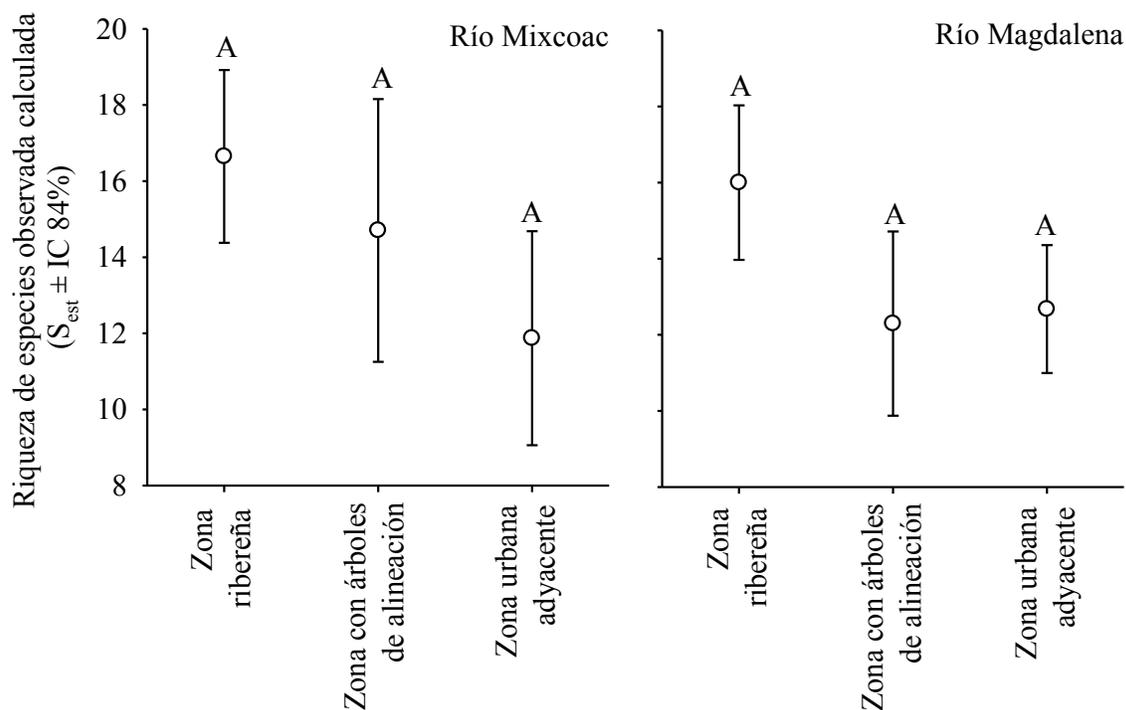


Figura 2. Riqueza de especies de aves observada calculada en la zona ribereña, la zona con árboles de alineación y la zona urbana adyacentes al Río Mixcoac y al Río Magdalena. Diferentes letras sobre los IC ± 84% denotan diferencias estadísticas.

La densidad de individuos de aves fue significativamente mayor en las zonas ribereñas (144.04 ind/ha IC \pm 84%: 95.19—217.95) que en la zona con árboles de alineación (24.89 ind/ha IC \pm 84%: 21.58—28.72) y en la zona urbana adyacente (29.28 ind/ha IC \pm 84%: 23.39—36.66) del Río Mixcoac; sin embargo, no encontré diferencias significativas entre las categorías de estudio en el Río Magdalena (Fig. 3).

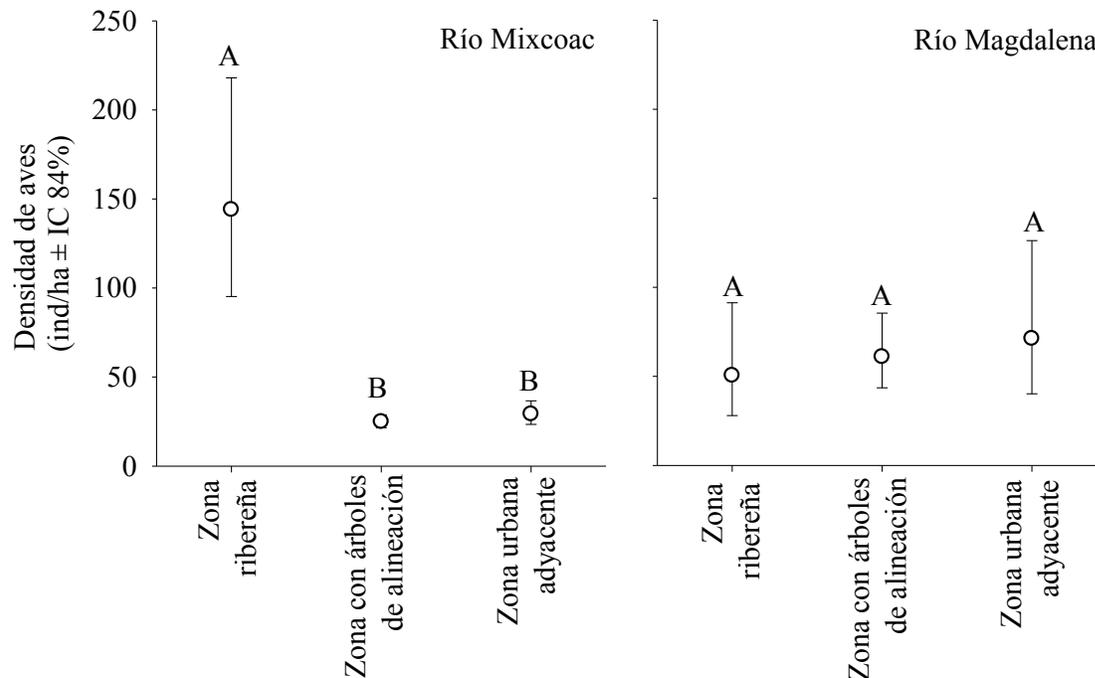


Figura 3. Densidad de aves en la zona ribereña, la zona con árboles de alineación y la zona urbana adyacentes al Río Mixcoac y al Río Magdalena. Diferentes letras sobre los IC \pm 84% denotan diferencias estadísticas.

En el Río Mixcoac, la pendiente de la curva de rango abundancia no fue significativamente distinta entre las categorías de estudio (zona ribereña-zona con árboles de alineación: $F_{1,32} = 1.11$; $P = 0.3$, zona ribereña-zona urbana: $F_{1,30} = 3.09$; $P = 0.09$, zona con árboles de alineación-zona urbana: $F_{1,27} = <0.01$; $P = 0.94$), lo cual muestra que la equidad en las comunidades de aves en las tres categorías es similar (Fig. 4). En cambio, en el Río Magdalena observé diferencias estadísticas en las pendientes de las curvas de la zona ribereña con respecto a la zona urbana ($F_{1,28} = 10.13$; $P = <0.01$) y a la zona con árboles de alineación

($F_{1,26} = 14.54$; $P = <0.001$), siendo la zona ribereña la comunidad más equitativa. La especie que dominó las comunidades de aves en las tres categorías de estudio de ambos ríos fue el gorrión casero (*Passer domesticus*), excepto en la zona ribereña del Río Magdalena en dónde la especie dominante fue el colibrí berilo (*Amazilia beryllina*) (Fig. 4).

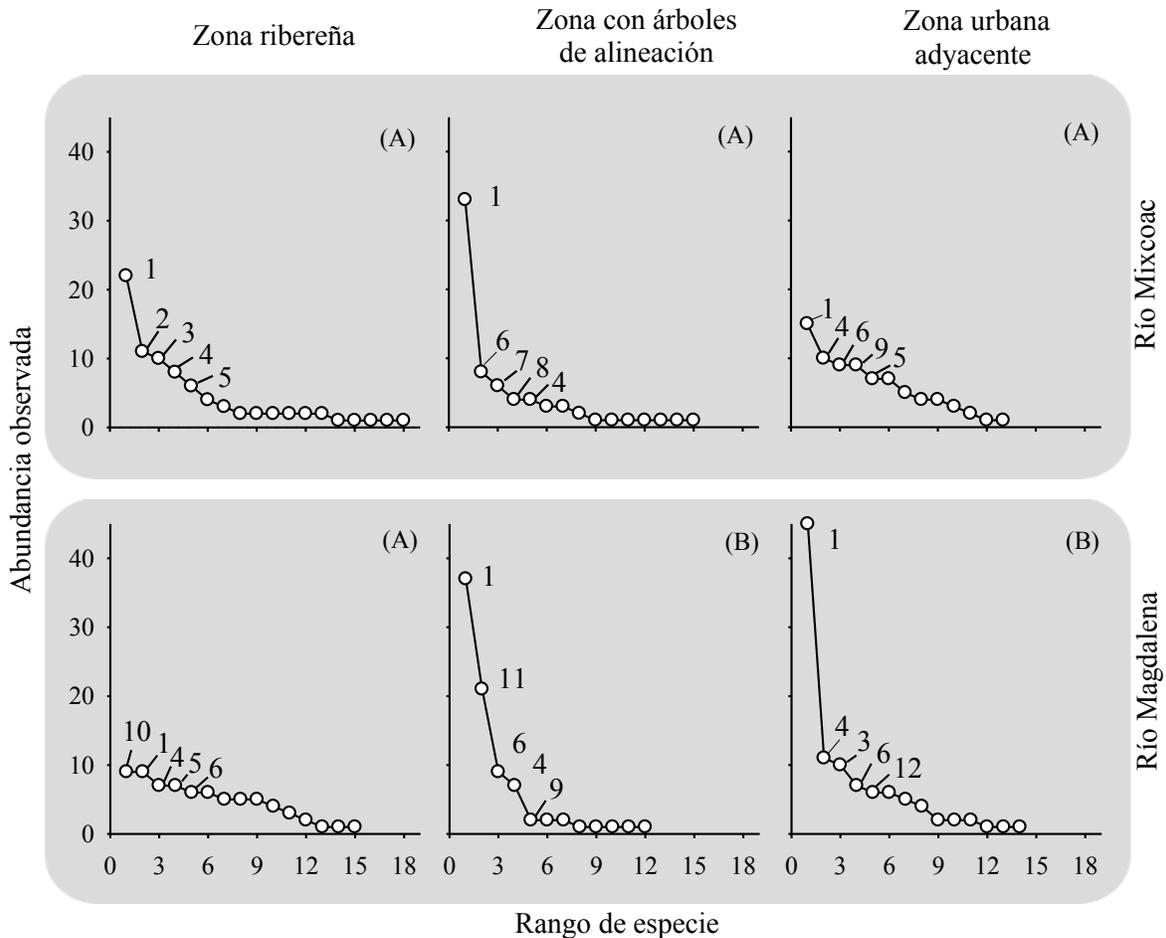


Figura 4. Curvas de rango abundancia de las comunidades para las tres categorías de estudio en el Río Mixcoac y en el Río Magdalena. Los números señalan las cinco especies más abundantes de cada categoría (1= *Passer domesticus*; 2= *Anas platyrhynchos*; 3= *Melospiza melodia*; 4= *Columbina inca*; 5= *Turdus rufopalliatius*; 6= *Haemorhous mexicanus*; 7= *Cyananthus latirostris*; 8= *Hirundo rustica*; 9= *Psaltiriparus minimus*; 10= *Amazilia beryllina*; 11= *Melospiza fusca*; 12= *Columba livia*). Las letras dentro de los paréntesis denotan diferencias estadísticas.

En relación con la composición de especies, en las comunidades de aves del Río Mixcoac el análisis de agrupamiento con base en el coeficiente de Jaccard mostró que la zona

con árboles de alineación y la zona urbana adyacente comparten un mayor número de especies de aves entre sí que con la zona ribereña; sin embargo, el análisis de agrupamiento con base en el coeficiente de Bray-Curtis mostró que la zona ribereña y la zona con árboles de alineación son más similares entre sí que con la zona urbana adyacente. Ambos análisis mostraron que la zona ribereña y la urbana son las menos similares (Fig. 5). Para las comunidades del Río Magdalena, el análisis de agrupamiento con base en el coeficiente de Jaccard mostró que la zona ribereña y la zona urbana adyacente comparten un mayor número de especies de aves entre sí que con la zona con árboles de alineación. El análisis de agrupamiento que tiene como base el coeficiente de Bray-Curtis, mostró que la zona urbana y la zona con árboles de alineación son más similares entre sí que con la zona ribereña (Fig. 5).

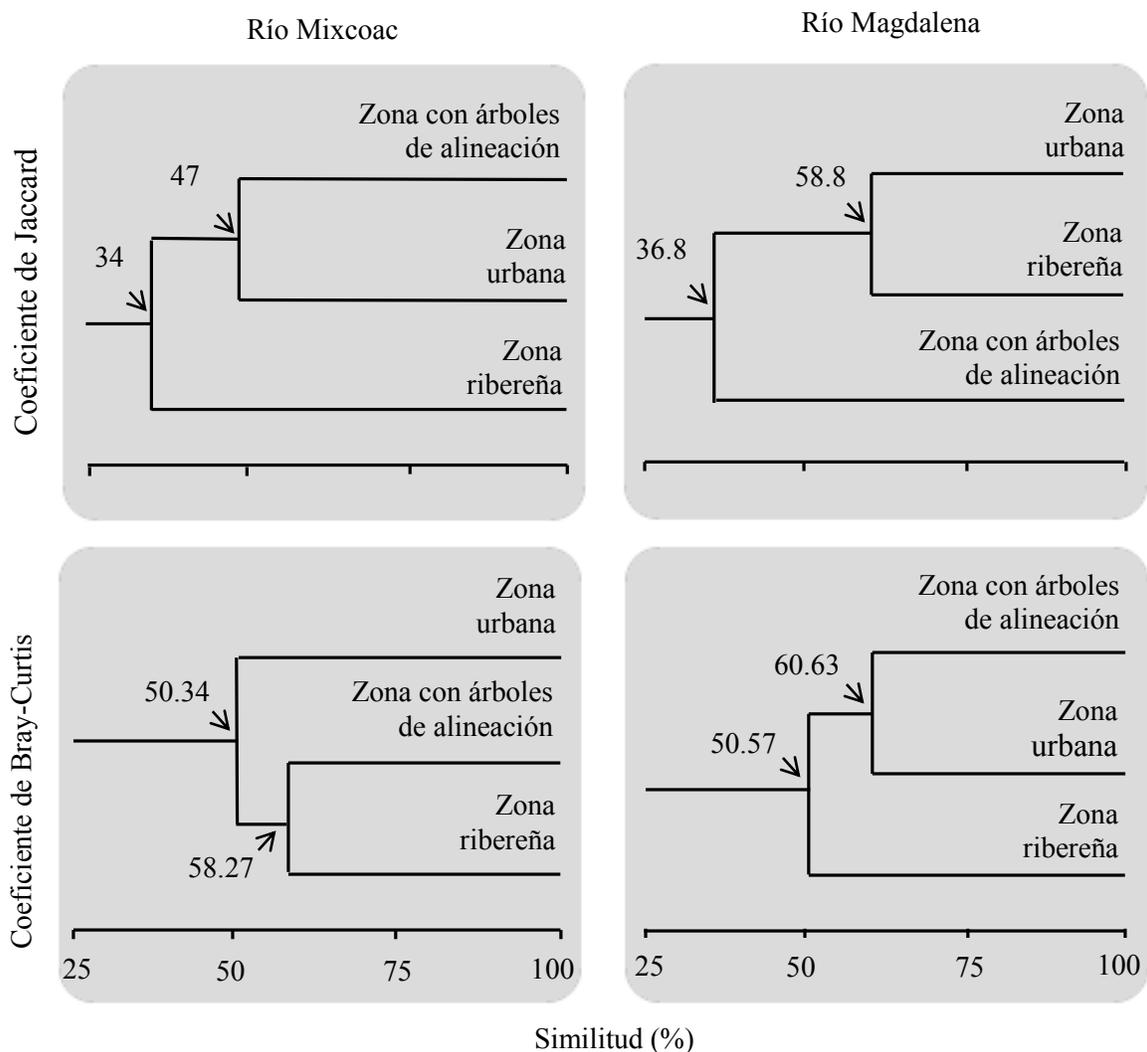


Figura 5. Dendrogramas del análisis agrupamiento multivariado que usa el coeficiente de Bray-Curtis y de Jaccard para las comunidades de aves en las tres categorías de estudio del Río Mixcoac y del Río Magdalena.

Observé una correlación positiva y significativa entre el número de especies y la distancia al borde de la ciudad en las comunidades presentes en la zona ribereña ($g. l.= 21$; $r_s = 0.712$; $P < 0.01$) y en la zona urbana ($g. l.= 21$; $r_s = 0.668$; $P < 0.01$) del Río Mixcoac; sin embargo, no observé relación con la distancia al borde de la ciudad en la zona con árboles de alineación. En el Río Magdalena no observé relaciones significativas en ninguna de las categorías de estudio (Fig. 6).

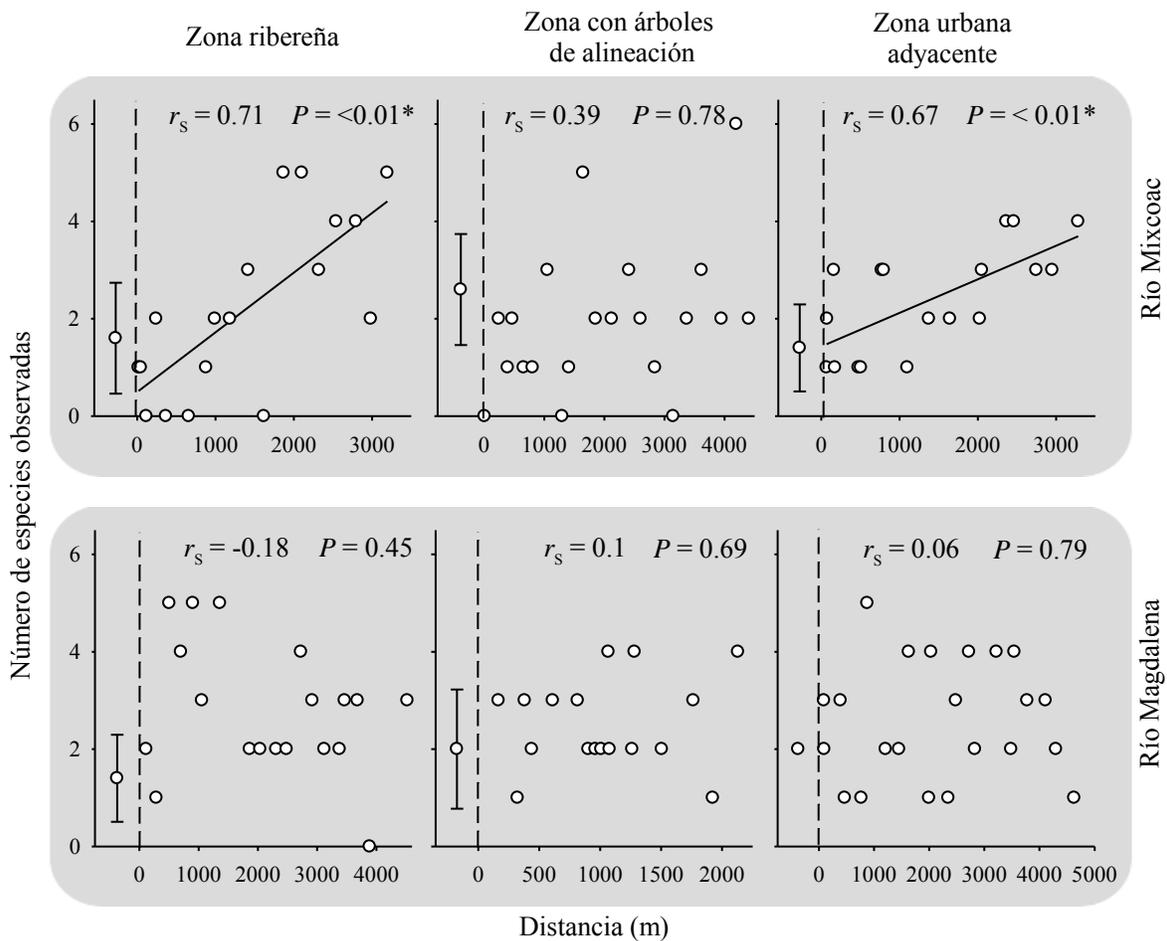


Figura 6. Relación entre el número de especies de aves y la distancia al borde de la ciudad en las tres categorías de estudio del Río Mixcoac y del Río Magdalena. La línea punteada representa el borde de la ciudad, el punto del lado izquierdo a esta línea es el valor promedio y DE de especies de aves observadas en cinco puntos de conteo establecidos fuera de los límites de la ciudad. (*) Indica correlaciones significativas.

En cuanto a la abundancia, observé correlaciones positivas y significativas con respecto a la distancia al borde de la ciudad en las comunidades de aves presentes en la zona ribereña ($g. l. = 19$; $r_s = 0.75$; $P < 0.001$), en la zona con árboles de alineación ($g. l. = 16$; $r_s = 0.48$; $P = 0.03$) y en la zona urbana ($g. l. = 21$; $r_s = 0.47$; $P = 0.05$) del Río Mixcoac. En el Río Magdalena no observé relaciones significativas en ninguna de las categorías de estudio (Fig. 7).

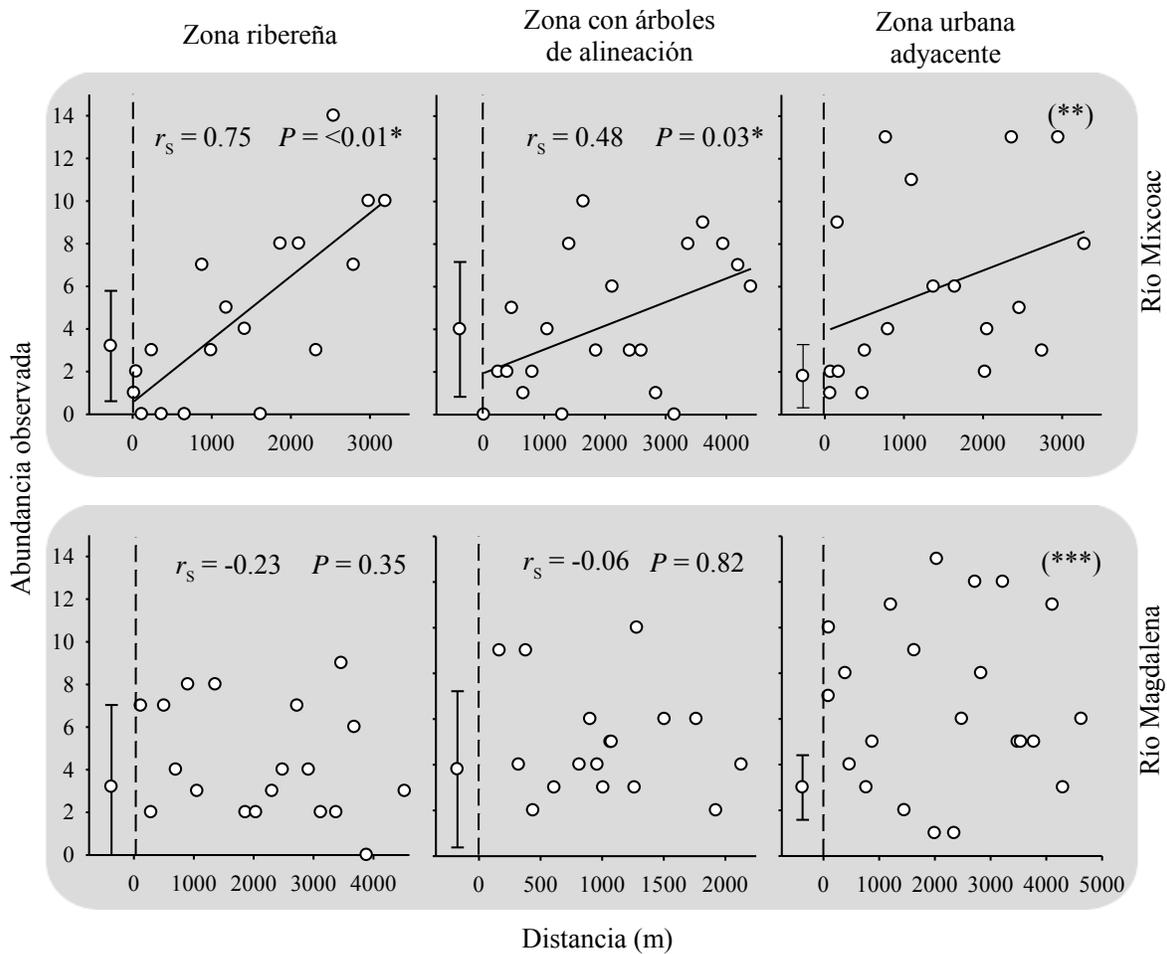


Figura 7. Relación entre la abundancia de aves y la distancia al borde de la ciudad en las tres categorías de estudio del Río Mixcoac y del Río Magdalena. La línea punteada representa el borde de la ciudad, el punto del lado izquierdo a esta línea es el valor promedio y DE de especies de aves observadas en cinco puntos de conteo establecidos fuera de los límites de la ciudad. (*) indican correlaciones significativas. El valor de la correlación en la zona urbana del Río Mixcoac fue (**) $r_s = 0.47$, $P = 0.05$ y en el Río Magdalena fue (***) $r_s = 0.11$, $P = 0.96$.

Las variables ambientales con las que se relacionó el número de especies de aves difirieron entre las tres categorías de estudio del Río Mixcoac y el Río Magdalena. La que mejor explicó la relación con el número de especies de aves de forma positiva fue: el ancho del cauce y de forma negativa: la altura del estrato herbáceo, el número de cables de luz, el nivel socioeconómico, el número de autos por minuto y el número de especies de árboles

(Fig. 8), el resto de las variables consideradas no explicaron la relación con el número de especies de aves.

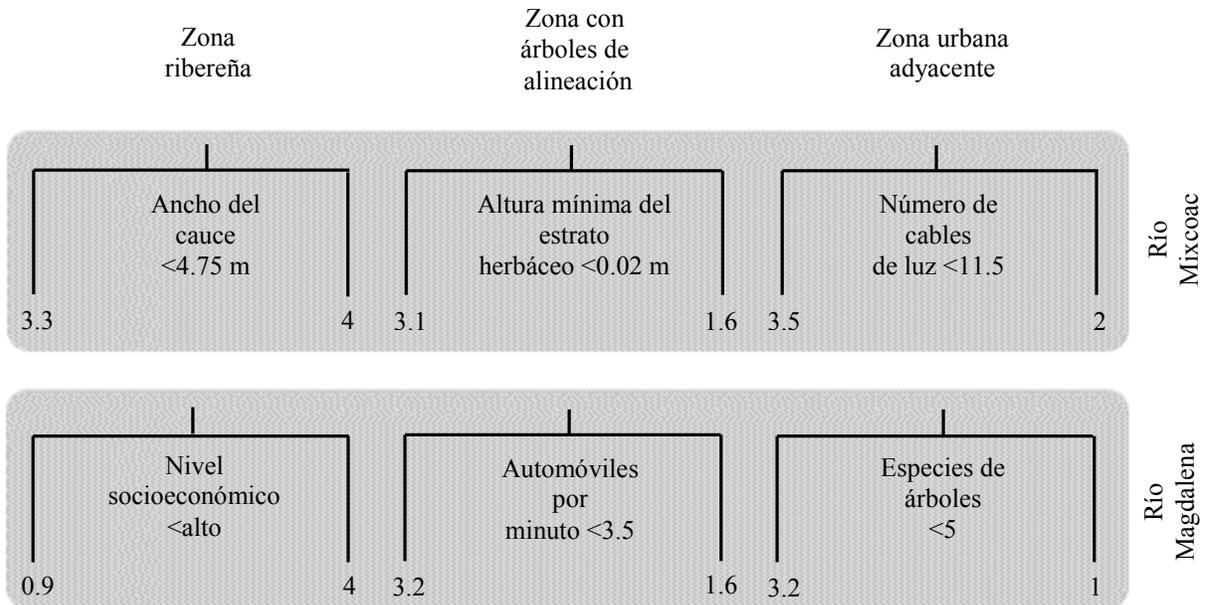


Figura 8. Árboles de regresión que muestran la relación entre las variables de cobertura de los componentes urbanos, estructura del hábitat, heterogeneidad biológica, amenazas potenciales para las aves y nivel socioeconómico con el número de especies en las tres categorías de estudio del Río Mixcoac y del Río Magdalena.

Por otra parte, las variables que mejor explicaron la relación con la abundancia de aves de forma positiva en las tres categorías de estudio en el Río Mixcoac y en el Río Magdalena fueron: el ancho del cauce, el diámetro a la altura del pecho promedio y el número de automóviles por minuto y de forma negativa: el número de especies de arbustos, número de perros y la altura máxima del estrato arbóreo (Fig. 9), el resto de las variables consideradas no explicaron la relación con el número de aves.

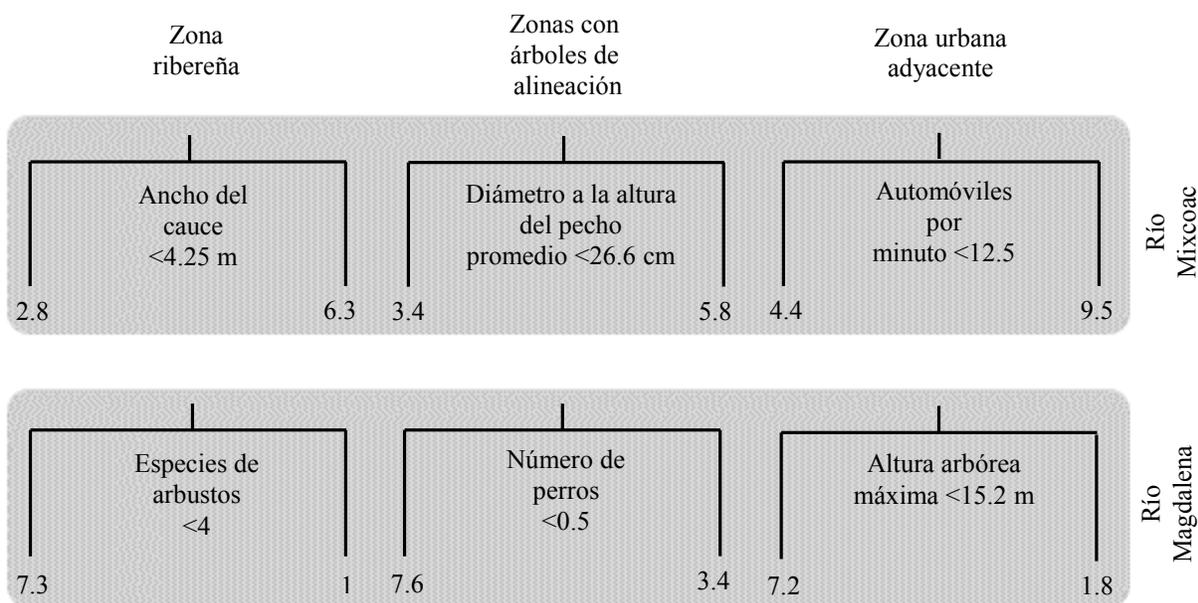


Figura 9. Árboles de regresión que muestran la relación entre las variables de cobertura de los componentes urbanos, estructura del hábitat, heterogeneidad biológica, amenazas potenciales para las aves y nivel socioeconómico con la abundancia en las tres categorías de estudio del Río Mixcoac y del Río Magdalena.

7. Discusión

En general, los resultados de este trabajo concuerdan con la hipótesis de que las zonas ribereñas son sitios importantes para la diversidad de aves (Knopf y Samson, 1994; Woinarski *et al.*, 2000; Naiman *et al.*, 2005; Tramell *et al.*, 2011). Sin embargo, la riqueza de especies de aves en las zonas ribereñas no fue significativamente distinta a la de la zona con árboles de alineación y a la de la zona urbana adyacentes. Lo anterior contrasta con diversos trabajos que han encontrado que la riqueza de especies es mayor en zonas ribereñas que en zonas adyacentes, tanto en ambientes urbanos (Sandstrom *et al.*, 2006; Tramell *et al.*, 2011) como en no urbanos (Knopf y Samson, 1994, Woinarski *et al.*, 2000 y Soykan *et al.*, 2012). Es probable que en este trabajo no observé diferencias estadísticas en la riqueza de especies debido a tres posibles explicaciones. Primero, el ancho del cauce (Lock y Naiman, 1998;

Woinarski *et al.*, 2000). Lock y Naiman (1998) señalan que ríos de cauce grande (67—140 m) tienen una mayor riqueza de especies de aves que los de menor cauce (12—21 m). Los ríos que estudie son de cauce reducido (4.28 ± 1.2 m) y son de la categoría que éstos autores señalan con menor riqueza. Segundo, el contexto del paisaje podría moldear la riqueza de especies de aves en el área de estudio. Los trabajos en los que se ha observado que la riqueza de aves es mayor en las zonas ribereñas que en las adyacentes se han llevado a cabo en regiones donde las condiciones de la zona ribereña (e. g., humedad, disponibilidad de nutrientes, estructura de la vegetación) contrastan con las de la matriz no ribereña que la rodea (Palmer y Bennett, 2006), ejemplo de ello son los estudios realizados en zonas ribereñas urbanas y no urbanas de regiones desérticas o semidesérticas (Lehmkuhl *et al.*, 2010; Tramell y Bassett, 2012). En este estudio, el contraste entre las zonas ribereñas y las zonas adyacentes no fue tan marcado, ya que en las zonas adyacentes existen áreas verdes urbanas (e. g., parques, panteones y camellones), las cuales pueden albergar un importante número de especies de aves (Sandstrom *et al.*, 2006; Ortega-Álvarez y MacGregor-Fors, 2009; Carbó-Ramírez y Zuria, 2011). Y tercero, las zonas ribereñas pueden reducir el efecto negativo de la urbanización en la riqueza de especies de las comunidades de aves de zonas adyacentes. Tramell y Bassett (2012), en un estudio realizado en un río urbano de Nevada, encontraron que la mayor riqueza de especies de aves ocurría en las zonas adyacentes al río a menos de 500 m de distancia. Los puntos en la zona urbana adyacente los establecí a 250 m del río, por lo que es probable que la zona ribereña inflencie la riqueza de especies de las comunidades de aves en las zonas urbanas adyacentes.

A diferencia de lo que observé para la riqueza de especies de aves, la densidad de aves fue significativamente mayor en la zona ribereña del Río Mixcoac que en sus zonas urbanas y de árboles de alineación adyacentes. Sin embargo, en el Río Magdalena no observé

diferencias significativas en las densidades de aves entre las tres categorías de estudio. El resultado que observé en el Río Mixcoac concuerda con estudios previos que señalan que la densidad de aves en las zonas ribereñas es mayor que en las zonas adyacentes (Inman *et al.*, 2002; Palmer y Bennett, 2006; Soykan *et al.*, 2012). Esta mayor densidad se ha relacionado con: (i) una mayor disponibilidad de recursos alimenticios (Gray, 1993; Woinarski *et al.*, 2000; Chan *et al.*, 2008) y (ii) una mayor complejidad de la vegetación (Palmer y Bennett, 2006). Por el contrario, en el Río Magdalena el no haber encontrado diferencias significativas entre los valores de densidad de aves de las tres categorías de estudio pudo estar relacionado con dos parámetros: (i) el mayor número de peatones ($t_{40} = 1.94$, $P = 0.02$; Anexo 2) y (ii) las actividades de construcción que observé en este río y no en el Río Mixcoac (Cuadro 1). Estudios previos señalan que en zonas ribereñas las actividades de construcción pueden disminuir la densidad de aves al reducir los recursos alimenticios (Campbell, 1988) y la cobertura vegetal (Brooker, 1985).

En cuanto a la estructura de las comunidades de aves, la equidad fue similar entre las tres categorías de estudio del Río Mixcoac. En contraste, en el Río Magdalena sí hubo diferencias en la equidad entre la zona ribereña, la zona con árboles de alineación y la zona urbana adyacentes, siendo la comunidad de aves de la zona ribereña la más equitativa de las tres. Las comunidades de aves del Río Mixcoac y del Río Magdalena, excepto en la zona ribereña del Río Magdalena, estuvieron dominadas por el gorrión casero (*Passer domesticus*). Este resultado concuerda con estudios previos realizados en zonas urbanas en los que se ha observado que en las comunidades de aves con gran dominancia de unas pocas especies, las especies explotadoras urbanas como el gorrión casero son las más abundantes (Gavareski, 1976; Blair, 1996; MacGregor-Fors *et al.*, 2010; Ortega-Álvarez y MacGregor-Fors, 2011).

En cuanto a la composición de especies, el análisis de agrupamiento con base en el coeficiente de Jaccard mostró que en el Río Mixcoac la similitud de las comunidades de aves es menor entre la zona ribereña y las zonas adyacentes (zona urbana y zona con árboles de alineación), en tanto que en el Río Magdalena, este análisis mostró que la similitud de la comunidad de aves de la zona ribereña era mayor con la zona urbana que con la zona con árboles de alineación. No hay estudios en zonas urbanas que comparen la composición entre las zonas ribereñas y las zonas adyacentes, sin embargo los resultados de trabajos en zonas no urbanas señalan que la similitud de las comunidades de aves de zonas ribereñas y adyacentes (bosques y matorrales) es baja (McGarigal y McComb, 1992; Bub *et al.*, 2004; Lehmkuhl *et al.*, 2010). La baja similitud en el Río Mixcoac entre la zona ribereña y las zonas adyacentes (zona urbana y zona con árboles de alineación) se debió a la presencia en la zona ribereña de un importante número de especies que no observé en las zonas adyacentes, como el pato de collar (*Anas platyrhynchos diazii*), la cual se asocia con ambientes ribereños (Del Hoyo *et al.*, 2014) y especies adaptables al ambiente urbano como el mosquero mínimo (*Empidonax minimus*), el tordo ojo rojo (*Molothrus aeneus*), el capulinerio gris (*Ptiliogonys cinereus*), el mosquero cardenal (*Pyrocephalus rubinus*), el cuiclacoche pico curvo (*Toxostoma curvirostre*) y el mirlo primavera (*Turdus migratorius*). En tanto que en la zona ribereña del Río Magdalena el número de especies que solo observé en este hábitat fueron tres, el zafiro orejas blancas (*Hylocharis leucotis*), el colibrí garganta azul (*Lampornis clemenciae*) y el chipe de montaña (*Myioborus miniatus*), todas adaptables al ambiente urbano.

Por otra parte el análisis de agrupamiento con base en el coeficiente de Bray-Curtis, mostró que en el Río Mixcoac la similitud entre la zona ribereña y la zona con árboles de alineación fue mayor entre ellas que con la zona urbana. En el Río Magdalena este análisis

mostró que la similitud fue menor entre la zona ribereña y la zona urbana con la zona con árboles de alineación. Para el caso del Río Mixcoac esto se debe al bajo contraste entre las abundancias de las especies de las comunidades de aves de la zona ribereña y la zona con árboles de alineación. Al contrario, en el Río Magdalena el contraste en las abundancias de las especies presentes en la zona ribereña con el resto de las categorías fue mayor y estuvo dado principalmente por el gran número de individuos de especies adaptables al ambiente urbano como el colibrí berilo (*A. berillyna*) y el chivirín cola oscura (*Thryomanes bewikii*), los cuales fueron hasta cinco veces más abundantes en la zona ribereña, en tanto que especies explotadoras urbanas como el gorrión común (*P. domesticus*) fueron hasta cinco veces menos abundantes en la zona ribereña que en las zonas adyacentes.

Las variables del ambiente que se relacionaron con el número de especies de aves difirieron entre el Río Mixcoac y el Río Magdalena. En la zona ribereña del Río Mixcoac el número de especies de aves se relacionó positivamente con el ancho del cauce. Estudios previos han señalado que esta variable se relaciona de manera positiva con la diversidad de aves en zonas ribereñas (Lock y Naiman, 1998), como se observó en el presente estudio. Por otra parte, en la zona ribereña del Río Magdalena el número de especies se relacionó negativamente con el nivel socioeconómico. Si bien no hay estudios en zonas ribereñas que apoyen este resultado, diversos autores han considerado que los factores socioeconómicos pueden afectar la riqueza de especies (Hope *et al.*, 2003, Fuller *et al.*, 2008, Loss *et al.*, 2009). Chamberlain *et al.* (2007) consideran que una mayor riqueza de especies de aves en zonas con un nivel socioeconómico bajo puede relacionarse con: (i) una mayor disponibilidad de alimento debido a que la limpieza de jardines es menos constante y (ii) la mayor disponibilidad de sitios de anidación ya que las personas tienen menos cuidado para rellenar cavidades en las paredes de sus casas.

En la zona con árboles de alineación del Río Mixcoac el número de especies de aves se relacionó positivamente con una baja altura del estrato herbáceo. Whittingham y Evans (2004) mencionan que para especies que forrajean en el suelo el estrato herbáceo de baja altura aumenta la eficiencia en el forrajeo y reduce el riesgo de depredación. Estas especies (*P. domesticus*, *C. inca*, *H. mexicanus*, *M. fusca*, *Turdus rufopalliatus*, *M. melodia*, *Carduelis psaltria* y *Junco phaenotus*) comprenden 53.3% del total de especies que registré en la zona con árboles de alineación de este río. Por otra parte en el Río Magdalena, el número de especies de aves se relacionó negativamente con el número de automóviles. En zonas urbanas el tráfico puede disminuir la calidad del hábitat para las aves, incrementar el estrés y distorsionar la comunicación vocal (Reijnen y Foppen, 1997; Fernandez-Juricic, 2000). Por lo que sitios muy transitados pueden estar relacionados con una menor riqueza de aves (MacGregor-Fors *et al.*, 2013).

En la zona urbana del Río Mixcoac el número de especies de aves se relacionó de manera negativa con el número de cables de luz. Este resultado puede relacionarse con dos explicaciones: i) el efecto que tiene este tipo de equipamiento en las especies de aves explotadoras urbanas. MacGregor-Fors y Schondube (2011), señalan que las especies explotadoras urbanas se relacionan positivamente con el número de cables de luz. Estas especies podrían relacionarse de manera negativa con especies nativas, por la fuerte presión que ejercen por los recursos y ii) el efecto que tiene en el hábitat, ya que para evitar interferencia con los cables se suelen realizar podas en el arbolado urbano (Forkasiewicz, 1998; Jim, 2003). Estas podas suelen ser agresivas, ya que reducen el follaje y la altura de los árboles (Benavides-Meza, 1992; Velasco *et al.*, 2013). En la Ciudad de México del total de árboles con podas mal ejecutadas, el 70% se encuentran debajo de los cables de luz (Procuraduría Ambiental y del Ordenamiento Territorial del Distrito Federal, 2010).

En la zona urbana del Río Magdalena el número de especies de aves se relacionó de forma negativa con el número de especies de árboles. Este resultado es inesperado ya que en la literatura generalmente se ha reportado el patrón contrario (Sukopp, 1998; Fernández-Juricic, 2004; Gardal y Holmes., 2011). Sin embargo, Jokimäki (1999) reporta un patrón similar al que observé en el presente trabajo. Menciona que otros factores de la vegetación pueden afectar esta relación. Uno de estos factores podría ser la identidad de las especies arbóreas presentes en los sitios. Estudios previos realizados en zonas urbanas han señalado la importancia que tiene la composición de las especies arbóreas para las aves (Tzilkowski *et al.*, 1986; Parsons *et al.*, 2006; Sandstrom *et al.*, 2006). Al respecto, Khera *et al.*, (2009), mencionan que especies exóticas arbóreas se relacionan negativamente con la riqueza de las comunidades de aves, sin embargo, MacGregor-Fors (2008) en un estudio realizado en una ciudad del occidente de México, menciona que en los robles australianos (*Grevillea robusta*) es posible observar un importante número de especies de aves.

En cuanto a la abundancia de aves, en la zona ribereña del Río Mixcoac se relacionó de forma positiva con el ancho del cauce. Estudios realizados en zonas ribereñas no urbanas concuerda con este resultado (Lock y Naiman, 1998; Woinarski *et al.*, 2000). Esta relación se ha atribuido a que en los ríos grandes la vegetación ribereña tiene una mayor cobertura (Lock y Naiman, 1998). En el Río Magdalena la abundancia de aves se relacionó negativamente con el número de especies de arbustos. Lo anterior contrasta con lo que mencionan Luther *et al.* (2008) en donde se propone que un alto número de especies de arbustos puede proveer un hábitat más complejo y mayor variedad de recursos alimenticios. Es necesario explorar con mayor detenimiento la relación entre la riqueza de arbustos y la diversidad de aves ya que esta ha recibido poca atención en los estudios de comunidades de aves ribereñas (Sanders, 1998; Palmer y Bennett, 2006; Luther *et al.*, 2008).

En la zona con árboles de alineación del Río Mixcoac la abundancia de aves se relacionó positivamente con el diámetro a la altura del pecho promedio. Trabajos previos confirman este resultado (Fernández-Juricic, 2004; Palomino y Carrascal, 2006), en donde se reporta que en sitios con árboles de más de 30 cm de diámetro a la altura del pecho la presencia de algunas especies de aves aumenta. En la zona con árboles de alineación del Río Magdalena la abundancia se relacionó negativamente con el número de perros. Aunque en ambientes urbanos no se ha reportado que el número de perros afecta a la abundancia de aves, se sugiere que los perros pueden actuar como el principal agente de depredación y estrés ya que pueden cazar y matar aves (MacGregor-Fors y Schondube, 2011).

La abundancia de aves en la zona urbana del Río Mixcoac se relacionó de manera positiva con el número de autos. Estudios previos señalan que la abundancia de ciertas especies de aves puede disminuir con el aumento en el número de automóviles (Reijnen y Foppen, 1997; Forman *et al.*, 2002). Sin embargo, se ha observado la abundancia del gorrión casero aumenta conforme lo hace el número de automóviles (Fernández-Juricic, 2001; Ortega-Alvarez y MacGregor-Fors, 2011). Es posible que la relación entre el número de carros y la abundancia de aves en la zona urbana del Río Mixcoac este fuertemente influenciada por la dinámica de población de esta especie, ya que fue la más abundante (34% del total de individuos).

En la zona urbana del Río Magdalena la abundancia se relacionó negativamente con la altura de los árboles. Fernández-Juricic *et al.*, 2001, señalan que sitios con árboles de baja altura pueden ser favorables para especies que forrajean en el suelo, ya que la distancia de vuelo que recorren para alcanzar la copa de estos (lugar que prefieren para esconderse de depredadores) es menor. En la zona urbana del Río Magdalena los individuos pertenecientes a estas especies (*Columba livia*, *C. inca*, *H. mexicanus*, *M. fusca*, *P. domesticus*, *T.*

*rufopalliatu*s y *T. migratorius*) representaron cerca de 70% del total de individuos registrados.

Los análisis de regresión mostraron que en la zona ribereña y en la zona urbana del Río Mixcoac el número de especies de aves aumentó significativamente con la distancia al borde de la ciudad. En el resto de los sitios de estudio no encontré relaciones significativas entre el número de especies de aves con la distancia al borde de la ciudad. Lo anterior contrasta con el proceso de semipermeabilidad urbana (MacGregor-Fors, 2010), el cual sugiere que la riqueza de especies de aves disminuye con la distancia al borde de la ciudad. Puede ser que el contexto del paisaje esté relacionado con este resultado, ya que adyacente al Río Mixcoac hay una gran cantidad de áreas verdes en las secciones finales del río (en las que se encuentran alejadas del borde de la ciudad) como el Nuevo Panteón Jardín (39.3 ha), el parque Prados de la Montaña (24.7 ha) y el club de golf Bosques de Santa Fé (15.1 ha). En las áreas verdes, el número de especies de aves suele ser mayor al de otras zonas urbanas (Sandstrom *et al.*, 2006; Ortega-Álvarez y MacGregor-Fors, 2009; Carbó-Ramírez y Zuria, 2011). El efecto de estas áreas verdes sobre el número de especies no se observó en los puntos ubicados en la zona con árboles de alineación del Río Mixcoac debido a que se ubicaron alejados de éstas (Figura 1) y tampoco en las categorías de estudio del Río Magdalena ya que no había áreas verdes adyacentes de gran tamaño.

La abundancia se relacionó positivamente con la distancia al borde de la ciudad en las tres categorías de estudio del Río Mixcoac. Este resultado es consistente con lo que se ha reportado en un estudio previo (MacGregor Fors y Ortega-Álvarez, 2011), en el cual la abundancia de especies urbanas comunes aumenta con la distancia al borde de la ciudad, estas especies comprendieron ~90% y 100% de las especies que registré en estas comunidades de aves en el Río Mixcoac y en el Río Magdalena respectivamente.

8. Conclusión

Las zonas ribereñas juegan un papel fundamental en la densidad, equidad y composición pero no en la riqueza de las comunidades de aves en comparación con las zonas urbanas y con la zona con árboles de alineación adyacentes en el suroeste de la Ciudad de México. Es por ello que deben ser áreas prioritarias para conservar y en su caso rehabilitar en la zona urbana. Este trabajo permitió reconocer algunas variables del hábitat que es necesario que consideren los tomadores de decisiones en futuros esfuerzos que tengan por objetivo rehabilitar los ríos del suroeste de la Ciudad de México y con ello aumentar la diversidad de las comunidades de aves. Tales esfuerzos deberán de concentrarse en: (i) las zonas ribereñas, con propuestas como mantener el cauce del río y la vegetación ribereña con el mayor ancho que sea posible, plantar arbustos nativos que ofrezcan una cantidad importante de recursos alimenticios, evitar canalizar el cauce o realizar trabajos de construcción intensos y (ii) la matriz urbana adyacente a los ríos tratando de mantener una estructura vertical de la vegetación diversa incluyendo sitios con plantas herbáceas bajas y con árboles nativos de porte medio (inferior a 15 m), mantener árboles de troncos anchos, reducir el número de cables y en la medida de lo posible la afluencia de automóviles.

9. Literatura consultada

- Alain, F. Z., E. N. Leno y G. M. Smith. 2007. *Analysing ecological data*. Springer. Estados Unidos. 672 p.
- Alberti, M. 2008. *Advances in urban ecology: integrating humans and ecological processes in urban ecosystems*. Springer. Estados Unidos. 366 p.
- Allredge, M. W., K. H. Pollok, T. R. Simons y S. A. Shriner. 2007. Multiple species analysis of point count data: A more parsimonious modeling framework. *Journal of Applied Ecology*. 44: 281-290.
- Arizmendi, Ma. D. C., P. Dávila, A. Estrada, E. Figueroa, L. Márquez-Valdelamar, R. Lira, O. Oliveros-Galindo y A. Valiente-Banuet. 2008. Riparian Mesquite bushes are important for bird conservation in tropical arid Mexico. *Journal of Arid Environments*. 72: 1146-1163.
- Benavides, M. H. 1989. Bosque urbano: la importancia de su investigación y correcto manejo. En: *Memorias del Congreso Forestal Mexicano*. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales Agrícolas y Pecuarias. México. 1091 p.
- Benavides-Meza, H. M. 1992. Current situation of the urban forest in Mexico City. *Journal of Arboriculture*. 18 (1): 33-36.
- Blair, R. B. 1996. Land use and avian species diversity along an urban gradient. *Ecological Applications*. 6: 506-519.
- Bray, J. R. y J. T. Curtis. 1957. An ordination of upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs*. 27: 325-349.
- Brooker, M. P. 1985. The ecological effects of channelization. *The Geographical Journal*. 151 (1): 63-69.
- Bryce, S. A., R. M. Hughes y P. R. Kaufmann. 2002. Development of a Bird Integrity Index: using bird assemblages as indicator of riparian condition. *Environmental Management*. 30 (2): 294-310.
- Buckland, S. T., D. R. Anderson, K. P. Burnham, J. L. Laake, D. L. Borchers y L. Thomas. 2001. *Introduction to distance sampling*. Oxford University Press. Inglaterra. 448 p.
- Bub, B. R., D. J. Flaspohler y C. J. F. Huckins. 2004. Riparian and upland breeding-bird assemblages along headwater streams in Michigan's upper peninsula. *Journal of Wildlife Management*. 68 (2): 383-392.

- Carbó-Ramírez, P. y I. Zuria. 2011. The value of small urban greenspaces for birds in a Mexican city. *Landscape Urban Planning*. 100: 213-222.
- Campbell, L.H. 1988. The impact of river engineering on water birds on an English lowland river. *Bird Study*. 35 (2): 91-96.
- Cerasale, D. J. y C. G. Guglielmo. 2010. An integrative assessment of the effects of tamarisk on stopover ecology of a long distance migrant along the San Pedro River, Arizona. *The Auk*. 27 (3): 636-646.
- 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., M. P. Toms, R. Cleary-McHarg y A. N. Banks. 2007. House sparrow (*Passer domesticus*) hábitat use in urbanized landscapes. *Journal of Ornithology*. 148: 453-462.
- Chan, E. K. W., Y. Yat-Tung, Z. Yixin y D. Dudgeon. 2008. Distribution patterns of birds and insect prey in a tropical forest. *Biotropica*. 40(5): 623-629.
- Chao, A. y Shen, T. J. 2010. Program SPADE (Species Prediction and Diversity Estimation). Disponible en línea: <http://chao.stat.nthu.edu.tw>. Consultado el 10 de diciembre del 2013.
- Chávez-Zichinelli, C. A., I. MacGregor-Fors, P. T. Rohana, R. Valdéz, M. C. Romano, J. E. Schondube. 2010. Stress responses of the House Sparrow (*Passer domesticus*) to different urban land uses. *Landscape and Urban Planning*. 98: 183-189.
- Clarke, K. R. y R. M. Warwick. 2001. Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretations. PRIMER-E Ltd. Inglaterra. 175 p.
- Colwell, R. K. 2013. EstimateS: statistical estimation of species richness and shared species from samples, version 9.1. Disponible en: <http://purl.oclc.org/estimates>. Consultado el 27 de septiembre, 2013.
- Conole, L. E. y J. B. Kirkpatrick. 2011. Functional and spatial differentiation of urban bird assemblages at the landscape scale. *Landscape and Urban Planning*. 100: 11-23.
- Crawley, M. J. 2007. *The R Book*. Wiley and Sons. Inglaterra. 1076 p.
- Dallimer, M., J. R. Rouquette, A. M. Skinner, P. R. Armsworth, L. M. Maltby, P. H. Warren y K. J. Gaston. 2012. Contrasting patterns in species richness of birds, butterflies and plants along riparian corridors in an urban landscape. *Diversity and distributions*. 18: 1-12
- De'ath, G. y K. E. Fabricius. 2000. Classification and regression trees: A powerful yet simple technique for ecological data analysis. *Ecology*. 81 (11): 3178-3192.

- Del Hoyo, J., A. Elliot y J. Sargatal. 2014. Handbook of the Birds of the World. Disponible en línea en: <http://www.hbw.com>. Consultado el 24 de mayo del 2014.
- Everitt, B. S., S. Landau, M. Leese y D. Stahl. 2011. Cluster Analysis. Wiley & Sons. Inglaterra. 330 p.
- Fernández-Juricic, E. 2001. Avian spatial segregation at edges and interiors of urban parks in Madrid, Spain. *Biodiversity and Conservation*. 10: 1303-1316.
- Fernández-Juricic, E., M. D. Jimenez y E. Lucas. 2001. Alert distances as an alternative measure of bird tolerance to human disturbance: implications for park design. *Environmental Conservation*. 28 (3): 263-269.
- Fernández-Juricic, E. 2004. Spatial and temporal analysis of the distribution of forest specialist in an urban-fragmented landscape (Madrid, Spain): Implication for local and regional bird conservation. *Landscape and Urban Planning*. 69(1) 17-32.
- Forkasiewicz, K. J. 1998. The design and implementation of a code of practice for low voltage overhead utility pruning of trees. *Arboriculture Journal: The International Journal of Urban Forestry*. 22 (2): 121-124.
- Forman, R. T., B. Reineking y A. M. Hersperger. 2002. Road traffic and nearby grassland bird patterns in a Suburbanizing landscape. *Environmental Management*. 29 (6): 782-800.
- Francis, R. A. 2012. Positioning urban rivers within urban ecology. *Urban Ecosystems*. 15:285-291.
- Fuller, R. A., P. H. Warren, P. R. Armsworth, O. Barbosa y K. J. Gaston. 2008. Garden bird feeding predicts the structure of urban avian assemblages. *Diversity and Distributions*. 14: 131-137.
- Gardal, T. y A. L. Holmes. 2011. Maximizing benefitts from riparian vegetation efforts: local and landscape level determinant of avian response. *Environmental Management*. 48(1):28-37.
- Gavareski, C. A. 1976. Relation of park size and vegetation to urban bird population in Seattle, Washington. *Condor*. 78: 375-382.
- Gobierno del Distrito Federal. 2012. Atlas geográfico del suelo de conservación del Distrito Federal. Secretaría de Medio Ambiente, Procuraduría Ambiental y del Ordenamiento Territorial del Distrito Federal. México. 96 p.
- González, A. R., L. M. Hernández, M. C. Perló y I. Zamora. 2010. Rescate de ríos urbanos. Propuestas conceptuales y metodológicas para restauración y rehabilitación de ríos. UNAM-PUEC. México. 109 p.

- González-García, F. y H. Gómez de Silva. 2003. Especies endémicas: riqueza, patrones de distribución y retos para su conservación. P. 150-194. En: H. Gómez de Silva y A. Oliveras De Ita (Eds). Conservación de Aves. Experiencias en México. Natinal Fish and Wildlife Foundation-CONABIO.
- Gotelli, N. J. y R. K. Colwell. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparision of species richness. *Ecology Letters*. 4: 370-391.
- Gray, L. J. 1993. Response of insectivorous birds to emerging aquatic insects in riparian habitats of a tallgrass prairie stream. *American Midland Naturalist*. 129: 288-300.
- Grimm, N. B., S. H. Feath, N. E. Golubiewski, C. L. Redman, J. Wu y J. M. Briggs. 2008. Global change and the ecology of cities. *Science*. 319: 756-760.
- Hennings L. y D. Edge. 2003. Riparian bird community structure in Portland, Oregon; habitat, urbanization, and spatial scale patterns. *The Condor*. 105 (2): 288-302.
- Inman, R. L., Prince, H. H. y D. B. Hayes. 2002. Avian communities in forested riparian wetlands of southern Michigan, USA. *Wetlands*. 22 (4): 647-660
- Instituto Nacional de Geografía y Estadística. 2012. Delimitación de la Zonas Metropolitanas de México 2010. Instituto Nacional de Geografía y Estadística. México. 191 p.
- International Union for Conservation and Natural Resources. 2013. IUCN Red List of Threatened Species. Disponible en línea en: <http://www.iucnredlist.org>. Consultado el 28 de abril del 2014.
- Jim, C. Y. 2003. Protection of urban tres from trenching damage in compact city environments. *Cities*. 20 (2): 87-94.
- Jokimäki, J. 1999. Ocurrance of breeding bird species in urban parks: effects of park structure and broad-scale variables. *Urban Ecosystems*. 3: 21-34.
- Khera, N., V. Mehta y B. C. Sabata. 2009. Interrelationship of birds and hábitat features in urban greenspaces in Delhi, India. *Urban Forestry & Urban Greening*. 8 (3): 187-196.
- Knopf, F. L. y F. B. Samson. 1994. Scale perspectives on avian diversity in western riparian ecosystems. *Conservation Biology*. 8: 669-676.
- Legendre, P. y L. Legendre. 2012. *Numerical Ecology*. Elsevier. Inglaterra. 990 p.
- Lehmkuhl, J. F., E. D. Burger, E. K. Drew, J. P. Lindsey, M. Haggard y K. Z. Woodruff. 2010. Briding birds in riparian and upland dry forest of the Cascade Range. *The Journal of Wildlife Management*. 71: 2632-2643.

- Loss, S. R., M. O. Ruiz y J. D. Brawn. 2009. Relationships between avian diversity, neighborhood age, income, and environmental characteristics of an urban landscape. *Biological Conservation*. 142: 2578-2585.
- Lussier, S. M., W. R. Enser, S. N. Dasilva y M. Cgharpenter. 2006. Effects of habitat disturbance from residential development on breeding bird communities in riparian corridors. *Environmental Management*. 38(3): 504-521
- Luther, D., J. Hilly, J. Weiss, C. Cornwall, M. Wipf y G. Ballard. 2008. Assessing the impact of local habitat variables and landscape context on riparian birds in agricultural, urbanized. *Biodiversity Conservation*. 17: 1923-1935.
- Lock, P. A. y R. J. Naiman. 1998. Effects of stream size on bird community structure in coastal temperate forest of the Pacific Northwest, U.S.A. *Journal of Biogeography*. 25: 773-782.
- MacGregor-Fors, I. 2008. Relation between habitat attributes and bird richness in a western Mexico suburb. *Landscape and Urban Planning*. 84: 92-98.
- MacGregor-Fors I. 2010. How to measure the urban-wildland ecotone: redefining “peri-urban” areas. *Ecological Research*. 25 (4): 883-887.
- MacGregor-Fors I, L. Morales-Pérez, J. Quezada y J. E. Schondube. 2010. Relationship between the presence of House Sparrows (*Passer domesticus*) and Neotropical bird community structure and diversity. *Biological Invasions*. 12: 87-96.
- MacGregor-Fors, I., L. Morales-Pérez y J. E. Schondube. 2013. From Forests to Cities: Effects of Urbanization on Tropical Birds. P. 33-48. En: Lepczyk, C. A. y P. S. Warren (Eds.). *Urban Bird Ecology and Conservation*. Studies in Avian Biology (no.45). University of California Press. Estados Unidos
- MacGregor-Fors, I. y R. Ortega-Álvarez. 2011. Fading from the forest: Bird community shifts related to urban park site-specific and landscape traits. *Urban Forestry & Urban Greening*. 10:239-246.
- MacGregor-Fors, I. y M. E. Payton. 2013. Contrasting diversity values: Statistical inferences based on overlapping confidence intervals. *PLoS One*. 8(2). e56794.
- MacGregor-Fors, I. y J. E. Schondube. 2011. Gray vs. green urbanization: Relative importance of urban features for urban bird communities. *Basic and Applied Ecology*. 12: 372-381.
- Magurran, A. E. 2004. *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing. Inglaterra. 215 p.

- Marzluff, J. M. 2001. Worldwide urbanization and its effects on birds. P. 20-48. En: J.M. Marzluff, R. Bowman y R. Donnely (Eds). Avian ecology in an urbanizing world. Kluwer Academic. Estados Unidos.
- McAleece, N., J. D. G. Gage, P. J. D. Lamshead y G. L. J. Paterson. 1997. BioDiversity Professional statistics analysis software. Disponible en línea: <http://www.smi.ac.uk/peter-lamont/biodiversity-pro/?searchterm=biodiversity%20pro>. Consultado el 27 de septiembre, 2013.
- McDonald, R. I., P. J. Marcotullio y B. Guneralp. 2013. Urbanization and Global Trends in Biodiversity and ecosystem services. P. 31-52. En Elmqvist, T., M. Fragkias, L. Goodness, B. Guneralp, P. J. Marcotullio, R. I. McDonald, S. Parnell, M. Schewenius, M. Sendstad, K. C. Seto y C. Wilkinson. (Eds.).Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services: Challenges and Opportunities. Springer. Estados Unidos.
- McDonnell M. J. y A.K. Hahs. 2008. The use of gradient analysis studies in advancing our understanding of the ecology of urbanizing landscapes: current status and future directions. *Landscape ecology*. 21: 1143-1155.
- McDonnell M.J. y T.A. Picket. 1990. Ecosystem structure and function along urban-rural gradients: an unexplored opportunity for ecology. *Ecology*. 71(4): 1232-1237.
- McGarigal, K. y W. C. McComb. 1992. Streamside versus upslope breeding bird communities in the Central Oregon Coast Range. *The Journal of Wildlife Management*. 56:10-23.
- McKinney, M.L. 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. 127: 247-260.
- McKinney, M. L. 2008. Effects of urbanization on species richness: a review of plants and animals. *Urban Ecosystems*. 11: 161-176.
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment). 2005. Ecosystems and human well-being. Cap. 27.
- Meffert P. J. y F. Dziock. 2013. The influence of urbanization on diversity and trait composition of birds. *Landscape Ecology*. 28: 943-957.
- Moreno, C. E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T-Manuales y Tesis SEA. España. 84 p.
- Naiman, R. J., H. Decamps y M. E. McClain. 2005. Riparia. Ecology, conservation, and management of streamside communities. Elsevier. Estados Unidos. 430 p.
- Naiman, R. J., K. L. Fetherston, S. T. MacKay y J. Chen. 1998. Riparian forest. En: Naiman, R. J. y R. E. Billby. (Eds). River ecology and management. Lessons from the Pacific Coastal Ecoregion. Estados Unidos. 289-323 p.

- Nelson, G. S. y S. M. Nelson. 2001. Bird and butterfly communities associated with two types of urban riparian areas. *Urban Ecosystems*. 5: 95-108.
- Olden, J. D. y T. P. Rooney. 2006. On defining and quantifying biotic homogenization. *Global Ecology and Biogeography*. 15 (2): 113-120.
- ONU. 2010. World urbanization prospects. The 2009 revision. Departamento de tendencias económicas y sociales-ONU. Estados Unidos. 45 p.
- Ortega-Álvarez R. y MacGregor-Fors I. 2009. Living in the big city: Effects of urban land-use on bird community structure, diversity, and composition. *Landscape and Urban Planning*. 90:189-195.
- Ortega-Álvarez R. y MacGregor-Fors I. 2011. What matters most? Relative effect of urban habitat traits and hazards on urban park birds. *Ornitología Neotropical*. 21: 519-533.
- Palmer, G. C. y A. F. Bennett. 2006. Riparian zones provide for distinct bird assemblages in forest mosaics of south-east Australia. *Biological Conservation*. 130: 447-457.
- Palomino, D. y L.M. Carrascal. 2006. 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.
- Parsons, H., R. E. Major y K. French. 2006. Species interactions and habitat associations of birds inhabiting urban areas of Sidney, Australia. *Austral Ecology*. 31: 217-227.
- Pennington D. N. y R. B. Blair. 2011. Habitat selection of breeding riparian birds in an urban environment understanding the relative importance of biophysical elements and spatial scale. *Diversity and Distributions*. 17 (3): 506-518.
- Pennington, D. N., J. Hansel y R. B. Blair. 2008. The conservation value of urban riparian areas for landbirds during spring migration: land cover, scale, and vegetation effects. *Biological Conservation*. 14 (1): 1235-1248.
- Procuraduría Ambiental y del Ordenamiento Territorial del Distrito Federal. 2008. Situación de las áreas verdes, barrancas y zonas de transición entre el suelo urbano y suelo de conservación en el Distrito Federal. Procuraduría Ambiental y del Ordenamiento Territorial del D.F. 284 p.
- Procuraduría Ambiental y del Ordenamiento Territorial del Distrito Federal. 2010. Presente y futuro de las áreas verdes y del arbolado de la Ciudad de México. Procuraduría Ambiental y del Ordenamiento Territorial del Distrito Federal. 259 p.
- Pickett, S. T. A., M. L. Cadenasso, J. M. Grove, C. H. Nilon, R.V. Pouyat, W. C. Zipperer y R. Constanza. 2008. Urban ecological systems: linking terrestrial ecological, physical, and socioeconomic components of metropolitan areas. P.99-122. En: Marzluff, J. M.,

- E. Schulenberger, W. C. Endlicher, M. Alberti, G. Bradley, C. Ryan, C. ZumBrunnen y U. Simon (Eds). Urban ecology. An international perspective on the interaction between humans and nature. Springer. Estados Unidos. 807 p.
- R Core team. 2013. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Austria. <http://www.R-project.org/>.
- Ralph, C. J., G. R. Geupel, P. Pyle, T. E. Martin, D. F. DeSante. 1993. Handbook of field methods for monitoring land birds. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Research Station. Estados Unidos. 41p.
- Reijnen, R. y R. Foppen. 1997. Disturbance by traffic of breeding birds: evaluation of the effect and considerations in planning and managing road corridors. *Biodiversity and Conservation*. 6: 567-581.
- Rottenborn, S. 1999. Predicting The impacts of urbanization on riparian bird communities. *Biological Conservation*. 88: 289-299.
- Rzedowski, G y J. Rzedowski. 2005. Flora fanerogámica del Valle de México. Instituto de Ecología, A. C. y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México.
- Sabo, J. L., R. Sponseller, M. Dixon, K. Gade, T. Harms, J. hefernan, A. Jani, G. Katz, C. Soykan, J. Watts y J. Welter. 2005. Riparian zones increases regional species richness by harboring different, not more, species. *Ecology*. 86 (1): 56-62.
- Sandstrom, U. G., P. Angelstam y G. Mikusinski. 2006. Ecological diversity of birds in relation to the structure of urban green space. *Landscape and Urban Planng*. 77: 39-53.
- Secretaría del Medio Ambiente del Distrito Federal. 2013. Primer Informe de Trabajo. 2013. Disponible en línea en: <http://www.sedema.df.gob.mx/sedema/images/archivos/noticias/primer-informe-sedema/informe-completo.pdf>. Consultado el 2 de enero del 2014.
- Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, 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. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. México. 78 p.
- Seto, K. C., S. Parnell y T. Elmqvist. 2013. A global outlook on urbanization. P. 1-12. En: Elmqvist, T., M. Fragkias, J. Goodness, B. Guneralp, P.J. Marcotullio, R.I. McDonald, S. Parnell, M. Schewenius, M. Sendstad, K.C. Seto y C. Wilkinson (Eds.). *Urbanization biodiversity and ecosystem services: challenges and opportunities*. Springer. Estados Unidos.

- Skagen, S. K., C. P. Melcher, W. H. Howe y F. L. Knopf. 1998. Comparative use of riparian corridors and oases by migrating birds in southeast Arizona. *Conservation Biology*. 12: 896-909.
- Sochat, E., P. S. Warren, S. H. Faeth, N. E. McIntyre y D. Hope. 2006. From patterns to emerging processes in mechanistic urban ecology. *Trends in Ecology and Evolution*. 21 (4): 186-191.
- Soykan, C. U., L. A. Brand, L. Ries, J. C. Stromberg, C. Haas, D. J. Simmons, W. J. D. Patterson y J.L. Sabo. 2012. Multitaxonomic diversity patterns along a desert riparian-upland gradient. *PlosOne*. 7(1): e28235. doi:10.1371/journal.pone.0028235
- Sukopp, H. 1998. Urban ecology: scientific and practical aspects. P. 3-16. En: Breuste, J. H. Feldmann y O. Uhlmann. Eds. *Urban ecology*. Springer. Alemania.
- Thomas, L., J. L. Laake, E. Rexstad, S. Strindberg, F. F. C. Marquez, S. T. Buckland, D. L. Borchers, D. R. Anderson, K. P. Burnham, M. L. Burt, S. L. Hedley, J. H. Pollard, J. R. B. Bishop y T.A. Marques. 2009. Distance 6.0 Release 2. Research Unit for Wildlife Population Assessment. University of St. Andrews. Inglaterra. Disponible en línea: <http://www.ruwpa.st-and.ac.uk/distance/>. Consultado el 27 de septiembre, 2013.
- Tramell, E. J. y S. Bassett. 2012. Impact of urban structure on avian diversity along the Truckee River, USA. *Urban Ecosystems*. 15(4): 993-1013.
- Tramell, E. J., P. J. Weisberg y S. Bassett. 2011. Avian response to urbanization in the arid riparian context of Reno, USA. *Landscape and Urban Planning*. 102: 93-101.
- Tremblay M. y C. C. St. Clair. 2009. Factors affecting the permeability of transportation and riparian corridors to the movements of songbirds in an urban landscape. *Journal of Applied Ecology*. 46: 1314-1322.
- Tzilkowski, W. M., J. S. Wakeley y L. J. Morris. 1986. Relative use of municipal Street trees by birds during summer in state College, Pennsylvania. *Urban Ecology*. 9: 387-398.
- Velasco, B. E., E. N. B. Cortés, A. H. González, F. S. Moreno y H.M. M. Benavides. 2013. Diagnóstico y caracterización del arbolado del Bosque de San Juan de Aragón. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*. 19 (4): 102-112.
- 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 (2-4):123-135.
- Whittingham, M. J. y K. L. Evans. 2004. The effects of habitat structure on predation risk of birds in agricultural landscapes. *Ibis*. 146 (2): 210-220.
- Wolch, J. R., J. Byrne y J. P. Newell. 2014. Urban green space, public health, and environmental justice: The challenge of making cities “just green enough”. *Landscape and Urban Planning*. 125: 234-244.

Woinarski, J. C. Z., C. Brook, M. Armstrong, C. Hempel, D. Cheal y K. Brennan. 2000. Bird distribution in riparian vegetation in the extensive natural landscape of Australia's tropical savanna: a broad-scale survey and analysis of a distributional data base. *Journal of Biogeography*. 27(4): 843-868.

Zar, J. H. 2010. *Biostatistical Analysis*. Pearson Prentice-Hall. Inglaterra. 944 p.

Anexo 1. Especies registradas y sitios en los que se encontraron. Los números indican el rango de la especie. ○ Especies que observé fuera de los límites de la ciudad, ● especies dentro de los límites de la ciudad sin rango (ver en texto la sección de Métodos). * Especies endémicas a México. † Especie registrada en la NOM-ECOL-059.

Familia	Especies	Río Mixcoac			Río Magdalena		
		Zona ribereña	Zona con árboles de alineación	Zona urbana	Zona ribereña	Zona con árboles de alineación	Zona urbana
Anatidae	<i>Anas platyrhynchos diazii</i> * [†]	2					
Columbidae	<i>Columba livia</i>	9					2
Trochilidae	<i>Columbina inca</i>	4	2	5	3	2	4
	<i>Amazilia beryllina</i>	8	6	11	1		8
	<i>Colibri thalassinus</i>						○
	<i>Cynanthus latirostris</i>	14	4			8	
	<i>Hylocharis leucotis</i>	○			13		
	<i>Lampornis clemenciae</i>		13	○	7	○	
	<i>Melanerpes formicivorus</i>	○			○		
Tyrannidae	<i>Empidonax minimus</i>	15	○	○		○	
	<i>Pyrocephalus rubinus</i>	17					
Laniidae	<i>Lanius ludovicianus</i>						13
Corvidae	<i>Cyanocitta stelleri</i>					○	
Hirundinidae	<i>Hirundo rustica</i>	11	10	3	10		7
Paridae	<i>Poecile sclateri</i>	○	○	9	○	○	○
Aegithalidae	<i>Psaltriparus minimus</i>			4	4		5
Troglodytidae	<i>Thryomanes bewickii</i>	13	15	7	9	12	10
Poliptilidae	<i>Poliptila caerulea</i>		○				
Turdidae	<i>Turdus migratorius</i>	5			12	7	11
	<i>Turdus rufopalliatus</i>	6	5		15		6
Mimidae	<i>Toxostoma curvirostre</i>	18				6	
Ptilogonatidae	<i>Ptiliogonys cinereus</i>	12	○		11		14
Parulidae	<i>Basileuterus belli</i>			○			
Emberizidae	<i>Cardellina rubra</i> *		○		●	○	○
	<i>Myioborus miniatus</i>	○	○	○	14	○	●
	<i>Oreothlypis superciliosa</i>			13		11	
	<i>Arremon virenticeps</i> *						○
	<i>Atlapetes pileatus</i> *	●		12			
	<i>Junco phaeonotus</i>	○	12	8	○		
	<i>Diglossa baritula</i>					9	12

Anexo 1. Continuación

Familia	Especies	Río Mixcoac			Río Magdalena		
		Zona ribereña	Zona con árboles de alineación	Zona urbana	Zona ribereña	Zona con árboles de alineación	Zona urbana
	<i>Melospiza melodia</i>	3	8		6	5	
	<i>Melozona fusca</i>		7	6	8	3	9
Cardinalidae	<i>Pheucticus melanocephalus</i>	16	14				
Icteridae	<i>Icterus abeillei</i> *		11				
	<i>Molothrus aeneus</i>	7				10	
Fringillidae	<i>Spinus psaltria</i>		9	10			
	<i>Haemorhous mexicanus</i>	10	3	2	5	4	3
Passeridae	<i>Passer domesticus</i>	1	1	1	2	1	1

Anexo 2. Valores promedio y desviación estándar de las variables ambientales tomadas en los sitios de estudio del Río MÍxcoac y del Río Magdalena.

Variables del hábitat		Río Mixcoac			Río Magdalena			
		Zona ribereña	Zona con árboles de alineación	Zona urbana	Zona ribereña	Zona con árboles de alineación	Zona urbana	
Distribución espacial de los componentes urbanos	Cobertura arbórea (%)	\bar{X} D.E	34.22 20.78	43.1 24	22.82 16.76	45.25 22.51	26.47 15.79	36.95 25.02
	Cobertura arbustiva (%)	\bar{X} D.E	17.45 13.19	11.33 8.89	10.82 15.36	16.65 12.03	9.65 9.29	8.16 10.06
	Cobertura de herbáceas (%)	\bar{X} D.E	50.45 20.52	39.52 23.34	31.36 17.54	37.05 20.02	20.65 17.7	31 27.87
	Cobertura construida (%)	\bar{X} D.E	23.91 18.71	34.76 23.16	55.23 25.8	31.8 20	70.29 17.18	59.64 33.35
Estructura del hábitat	Abundancia de árboles	\bar{X} D.E	20.95 14.1	26.8 22.86	14.09 13.26	22.4 12.2	14.29 7.9	19.64 19.24
	Diámetro a la altura del pecho promedio (cm)	\bar{X} D.E	24.74 9.42	22.54 5.72	18.94 10.21	30.13 15.72	26.29 10.66	30.18 21.18
	Máximo diámetro a la altura del pecho (cm)	\bar{X} D.E	58.96 25.78	43.73 12.04	34.97 18.98	54.01 29.39	45.29 21.31	46.61 29.2
	Altura máxima de árboles (m)	\bar{X} D.E	13.6 5.25	14.43 5.61	11.57 6.68	18.32 5.38	14.49 4.11	15.16 6.9
	Altura mínima de árboles (m)	\bar{X} D.E	3.13 0.83	3.77 1.55	4.06 2.33	4.33 1.34	4.96 2.69	5.11 3.96
	Altura máxima de arbustos (m)	\bar{X} D.E	2.25 0.79	2 1.15	2.55 1	3.11 0.8	2.45 1.39	1.95 0.93
	Altura mínima de arbustos (m)	\bar{X} D.E	0.8 0.43	0.73 0.41	0.69 0.27	0.71 0.33	0.56 0.3	0.9 0.39
Altura máx. de herbáceas (m)	\bar{X} D.E	1.14 0.63	0.89 0.63	1.32 2.24	1.04 0.5	0.77 0.48	1.12 1.2	

Anexo 2. Continuación.

Variables del hábitat		Río Mixcoac			Río Magdalena			
		Zona ribereña	Zona con árboles de alineación	Zona urbana	Zona ribereña	Zona con árboles de alineación	Zona urbana	
Estructura del hábitat (continuación)	Altura mín. de herbáceas (m)	\bar{X} D.E	0.1 0.09	0.03 0.02	0.06 0.1	0.07 0.08	0.03 0.03	0.03 0.02
	Número de postes de luz	\bar{X} D.E	0.73 1.12	1.57 1.6	2.23 2.31	0.45 0.83	1.59 1.28	2.64 2.42
	Número de postes de teléfono	\bar{X} D.E	0.23 0.53	0.86 1.06	1.27 1.42	0.5 0.83	1.29 1.21	1.18 1.47
	Número de luminarias	\bar{X} D.E	0.95 1.7	1.81 1.94	2.05 1.89	1.6 2.11	1.76 1.64	2.86 1.73
	Número de pararrayos	\bar{X} D.E	0 0	0 0	0.09 0.43	0 0	0 0	0.05 0.21
	Altura del edificio más alto (m)	\bar{X} D.E	8.95 24.61	5.71 6.14	4.42 3.34	9.12 6.96	8.28 3.83	8.67 7.13
	Número de cables de luz	\bar{X} D.E	2.91 5.08	9.67 6.68	11 9.87	5.9 7.85	15.12 6.84	12.5 8.19
	Número de cables de teléfono	\bar{X} D.E	1.23 2.67	3.71 4.61	4.05 4.35	2.45 4.37	7.41 5.14	5.36 5.02
	Ancho del cauce (m)	\bar{X} D.E	3.84 1.28	-	-	4.76 1.14	-	-
	Número de presas	\bar{X} D.E	0.05 0.21	-	-	0.05 0.22	-	-
	Número de puentes	\bar{X} D.E	0.27 0.46	-	-	0.4 0.6	-	-
	Número de pozos	\bar{X} D.E	0	-	-	0	-	-

2. Continuación.

Variables del hábitat		Río Mixcoac			Río Magdalena			
		Zona ribereña	Zona con árboles de alineación	Zona urbana	Zona ribereña	Zona con árboles de alineación	Zona urbana	
Heterogeneidad biológica	Número de especies de árboles	\bar{X} D.E	7 2.35	7.19 4.37	4.91 2.58	7.65 3.75	7 2.6	6 3.46
	Número de especies de arbustos	\bar{X} D.E	3.55 2.86	4.19 2.38	3.55 1.9	4.25 2.15	4.94 1.85	3.5 1.97
	Número de especies de herbáceas	\bar{X} D.E	12.64 4.57	12.52 4.98	10.82 5.05	12.15 6.44	12.47 3.45	13.45 5.87
Amenazas potenciales	Peatones por minuto	\bar{X} D.E	0.68 1.46	7.9 9.26	4.95 8.18	2.25 3.46	4.76 3.51	5.73 7.16
	Automóviles por minuto	\bar{X} D.E	0.59 1.5	9.62 8.33	9.91 13.64	1.45 4.01	6.65 5.06	11.64 9.35
	Número de gatos	\bar{X} D.E	0.05 0.5	0	0.14 0.43	0	0	0.05 1.49
	Número de perros	\bar{X} D.E	0.73 0.88	1 2.24	0.82 1.22	0.35 0.93	0.71 1.05	0.59 1.14
	Número de ventanas	\bar{X} D.E	5.55 11.6	2.48 4	4.32 7.02	6.35 10.7	12.71 8.72	13.68 4