

Universidad Autónoma Metropolitana



**Casa abierta al tiempo**

*Unidad Iztapalapa*

**DIVERSIDAD DE AVES EN AREAS VERDES EN DIFERENTES  
CONDICIONES DE URBANIZACIÓN Y SU RELACIÓN CON LA  
ESTRUCTURA DE LA VEGETACIÓN, EN LA CIUDAD DE MÉXICO.**

Que para obtener el grado de

Maestro en Biología

P R E S E N T A

**Biól. Gerardo González Palomares.**

**Cotutores; Dr. Pablo Corcuera Martínez del Río.**

**M. en C. Alejandro Meléndez Herrada.**

CIUDAD DE MEXICO

OCTUBRE 2018

La Maestría en Biología de la  
Universidad Autónoma Metropolitana  
pertenece al Padrón de  
Postgrados de Calidad del CONACyT.

El jurado designado por la  
**División de Ciencias Biológicas y de la Salud**  
De la Unidad Iztapalapa aprobó la tesis que presentó

Biol. Gerardo González Palomares.

El día \_\_\_\_\_ de \_\_\_\_\_ del año de \_\_\_\_\_.

*Comité Tutorial y Jurado*

CoTutor: Dr. Pablo Corcuera Martínez del Río

CoTutor: M en C. Alejandro Meléndez Herrada

Asesor: Dr. José Antonio Guerrero Enríquez

Sinodal: Dr. Andrés Ramón López Pérez

Sinodal: Dr. Rubén Pineda López

Sinodal: Dr. Patricia Ramírez Bastida

## **DEDICATORIA**

A mis abuelos y a mis padres.

## **AGRADECIMIENTOS.**

Al CONACYT por el apoyo económico brindado para realizar esta tesis.

Al Maestro Alejandro Meléndez Herrada primero por haberme aceptado como tesisista el ser tan exigente conmigo me ha ayudado mucho para mejorar mi manera de escribir y mejorar mis presentaciones y por haberme apoyado a escribir esta tesis.

Al Dr. Pablo Corcuera Martínez del Rio por haberme aceptado en su laboratorio, el dejarme haber desarrollado el tema que yo propuse fue muy importante para mí, igualmente por sus consejos y su paciencia.

Al Dr. Andrés primero por haber aceptado ser mi síndico y segundo por haberme enseñado tanto en esa clase de Ecología de comunidades.

Al Dr. José Antonio Guerrero Enríquez por haber aceptado ser mi asesor, por sus acertados comentarios en la revisión final, y por haberme dado la oportunidad de desarrollar mi primer trabajo.

Al Doctor Rubén Pineda López y haber aceptado ser mi síndico y por sus atinados comentarios

A toda mi familia que me ha apoyado en todo momento y que sin ellos el haber terminado esta tesis no hubiera sido posible.

A todos los amigos que hice durante la maestría, a Omar, Ivonne, Everardo, Mitzi, Vero, Ubaldo, Carlos.

A todas las personas que no mencione y que tienen que estar en estos agradecimientos.

Y finalmente al apoyo de la Universidad Autónoma Metropolitana.

## RESUMEN

Los procesos asociados a la urbanización son una de las principales causas de cambio en el paisaje e igualmente el principal factor de pérdida de biodiversidad. Ante esto, las áreas verdes mitigan esos efectos negativos y ayudan a preservar la diversidad de especies. En esta investigación se abordó el valor de las áreas verdes para la comunidad de aves en sitios con diferente grado de urbanización, de marzo de 2016 a febrero de 2017. Las zonas de estudio se eligieron por que presentan distintos grados de urbanización. La urbanización se estimó con base a distintas variables asociadas a la vegetación (cobertura de especies nativas e introducidas), número de construcciones alrededor del parque, distancia al área natural más cercana y porcentaje de superficies impermeables. La abundancia de las aves se obtuvo a partir del método de puntos de conteo de radio fijo. Para comparar la similitud de las comunidades, se realizó un análisis de similitud (ANOSIM). Posteriormente se realizó un análisis del porcentaje de similaridad (SIMPER) para delimitar que especies hacen la diferencia. Por último, las especies se clasificaron en grupos funcionales y se calculó la riqueza funcional, equidad funcional y divergencia funcional. Se registraron 104 especies de aves pertenecientes a 31 familias y 9 órdenes. El ANOSIM fue significativo con todas las áreas verdes. La prueba de SIMPER indicó que seis especies son las que hacen la diferencia entre los parques y son urbanofilicas. La riqueza funcional fue mayor (0.838) en el Bosque de Nativitas, un sitio urbano, mientras que la equidad funcional fue mayor en Ecoguardas (0.665), un sitio periurbano. La divergencia (0.425) y la riqueza funcional (0.726) fue más baja en el Parque Ejidal San Nicolás Totolapan (PSNT) que en los otros sitios. La alta diversidad funcional en Nativitas se debe a que el sitio está cerca de áreas naturales e incluye tanto especies urbanófilas como aves que no están adaptadas a vivir en las ciudades. Finalmente, el análisis de similitud indica que en zonas urbanas las especies características son las adaptadas a estos ambientes. Esto sugiere que la urbanización es un filtro ambiental que impide que en las áreas urbanas cuenten con especies sensibles a la urbanización y aquellas de distribución restringida.

## **ABSTRACT**

Urbanization is one of the main causes of landscape change and homogenization of species diversity. Given this, green spaces within cities help to mitigate these negative effects and help preserve the diversity of species. This research addressed the value of green areas for the bird community in sites with different degrees of urbanization. The study areas were chosen because they have different degrees of urbanization. The degree of urbanization was based on different variables associated with the vegetation (coverage of native and introduced species), number of buildings around the park, distance to the nearest natural area and percentage of impermeable surfaces. Bird relative abundance was assessed with fixed radius counting points. The species composition between sites was compared with an Analysis of Similarity (ANOSIM). An analysis of Similarity Percentage (SIMPER) was carried out to define which species contributed with the potential differences. Finally, birds were classified into functional groups in order to calculate functional richness, functional equity and functional divergence. There were 104 species of birds belonging to 31 families and 9 orders in the study sites. The Analysis of Similarity showed that bird assemblages were significantly different between sites. The SIMPER test indicates that mainly six urban adapter species contributed to these differences. The functional richness was higher (0.838) in Nativitas Forest, an urban site which is close to natural areas, while the functional equity was higher in Ecoguardas (0.665), a peri-urban site. Both the divergence (0.425) and the functional richness (0.726) was lower in the San Nicolas Totolapan Ejidal Park (PSNT), a natural area, than in the other sites. The high functional diversity in Nativitas is due to the fact that the site is close to natural areas and includes both urban and bird species that are not adapted to live in cities. Finally, the analysis of similarity indicates that in urban areas the characteristic species are those adapted to these environments. This suggests that urbanization is an environmental filter that prevents urban areas from having species that are sensitive to urbanization and those that are restricted in distribution.

## ÍNDICE

Introducción	1
Antecedentes	5
Hipótesis	10
Objetivos generales y particulares	11
Métodos	
a) Área de estudio	12
b) Conteo de aves	13
c) Estructura de la vegetación	14
d) Grado de urbanización	15
e) Análisis de la diversidad	15
f) Diversidad funcional	20
Resultados	25
Discusión	40
Conclusiones	47
Recomendaciones	49
Literatura citada	50
Apéndices y Anexo	61



## INTRODUCCIÓN

La conservación de áreas verdes en ambientes urbanos ha tomado relevancia porque ayuda a preservar la diversidad local, conecta a la gente con la naturaleza, promueve la educación ambiental y facilita las respuestas a los cambios ambientales (Dearborn y Kark 2010). Los estudios de ecología urbana se han enfocado en los efectos de la urbanización sobre los animales (McKinney 2008) y en particular en las comunidades de aves (Marzluff *et al.* 2001, Shochat *et al.* 2006). Estas han sido ampliamente estudiadas en las ciudades debido a que, 1) se pueden encontrar en diversos sitios dentro de las urbes (Crooks *et al.* 2004, Simon 2007), 2) responden fácilmente a alteraciones antropogénicas (Marzluff *et al.* 2001), 3) generalmente son conspicuas (Ralph *et al.* 1996) y 4) reaccionan a diferentes niveles de desarrollo urbano (Blair 1996, Ortega-Álvarez y MacGregor-Fors 2009).

La urbanización provoca varios impactos en los ecosistemas; puede disminuir la riqueza de especies, reduce la productividad del hábitat y perturba la dinámica trófica (Shochat *et al.* 2006). Por otro lado, las áreas verdes mitigan esos efectos negativos y ayudan a preservar la diversidad biológica. Las áreas verdes en las ciudades son importantes para la conservación porque incluyen a varias especies que no pueden estar en áreas urbanizadas (Inzunza y Rodríguez 2010, Carbó-Ramírez y Zuria 2011).

Además de esto, las ciudades tienen áreas no urbanizadas en su periferia que incluyen varios elementos de la vegetación original. Se ha encontrado que, en estos remanentes de vegetación periurbanos, la avifauna puede tener una alta riqueza, debido en parte a la heterogeneidad de los hábitats (McKinney 2008, Schondube *et al.* 2018). La vegetación en este tipo de ambientes puede hacer que aumente la diversidad de especies de aves nativas en las áreas verdes urbanas (Ortega-Álvarez y MacGregor-Fors 2011).

Los factores que determinan la composición y diversidad de aves dentro de las ciudades son el tamaño del área, la distancia a las áreas naturales más cercanas y la estructura de la vegetación. Es decir, las áreas grandes y con una estructura vegetal compleja tienen una mayor riqueza de aves (MacGregor-Fors *et al.* 2011 y Zhou y Chu 2012). Los camellones, alamedas y superficies arboladas servirán de corredor y pueden permitir la presencia de especies características del interior del bosque en la ciudad (Carbó-Ramírez y Zuria 2011). Otros factores son la distancia respecto al centro de la ciudad (Pellisier *et al.* 2012), la cobertura de la vegetación y el porcentaje de área sellada (construida).

La composición de la comunidad, la riqueza de especies y la abundancia de aves es variable en espacio y en tiempo de acuerdo con varios grados de urbanización (Murgui y Hendblom 2017). Se ha detectado un patrón global del efecto de la urbanización sobre la comunidad de aves, dicho patrón consiste en: 1) La riqueza disminuye, 2) la abundancia aumenta, 3) las especies especialistas disminuye

conforme la urbanización aumenta y 4) la comunidad en ambientes urbanos está conformada principalmente por omnívoros y granívoros (Lepczyk *et al.* 2017).

La riqueza y diversidad de especies son generalmente buenos indicadores de la calidad del ecosistema (Rapport 1999), sin embargo, tienen limitaciones y no dilucidan todos los aspectos de la dinámica en la comunidad. Por ejemplo, la riqueza de especies no considera la diferencia en la composición de especies y las métricas de diversidad tienen una limitada comparabilidad entre puntos (Jost 2006).

Mientras que, el análisis de la comunidad permitiría poner de manifiesto los cambios en la estructura de la comunidad de aves con respecto al grado de urbanización, el análisis funcional permitiría evaluar la pérdida de los servicios ecosistémicos en la ciudad.

La diversidad funcional (DF) se puede estimar valorando una serie de rasgos que tienen que ver, entre otros, con el alimento, el sustrato y la forma de obtenerlos. Esto es, la diversidad funcional refleja la diversidad del uso de los recursos y trata de analizar la respuesta a los cambios ambientales y su repercusión en los procesos ecosistémicos (Rosenfeld 2002, Petchey y Gaston 2006).

La urbanización es vista como un filtro ambiental que restringe la presencia de ciertas especies (Crocì *et al.* 2008) y, por lo tanto, resulta en comunidades con una baja diversidad funcional y/o en especies redundantes. Por ejemplo, Schütz y Schulze (2015) demostraron que la riqueza funcional de las aves disminuía en zonas más urbanizadas debido a que los parques internos tenían áreas menores y presentaban

porcentajes mayores de área construida. También resultaría en que algunos grupos funcionales serían más abundantes en las ciudades, tal como los granívoros y omnívoros, mientras que, en las áreas naturales serían más abundantes los nectarívoros (Conole y Kirkpatrick 2011).

## ANTECEDENTES

### *Aves en gradientes de urbanización.*

Blair (1996) propuso una clasificación de la avifauna de acuerdo con su abundancia y distribución en un gradiente urbano-rural en tres categorías: a) aves sensibles a la urbanización (*urban avoiders*), b) aves con tolerancia media a la urbanización (*urban adapters*) y c) aves tolerantes que utilizan los recursos que ofrecen las ciudades (*urban exploiters*).

A su vez, Cleargeu *et al.* (2001) cuestionaron si la diversidad de aves en ambientes urbanos está influida o afectada por los paisajes anexos a la urbe (periurbanos). Los autores encontraron que los índices de similitud entre paisaje urbano y periurbano era de apenas el 50% y, por ello, concluyeron que los dos ambientes eran paisajes independientes.

Crooks *et al.* (2004) encontraron que la riqueza y abundancia de las aves era mayor en un ambiente rural que en uno urbano y concluyeron que esto se debía a que la cobertura de la vegetación nativa y la complejidad estructural era mayor. Blair y Johnson (2008) observaron que en la transición de un ambiente natural a uno urbano se perdían especies, había una invasión de especies comunes y una homogeneización de la avifauna.

En el Neotrópico, las investigaciones de la comunidad avifaunística en ambientes urbanos son recientes y han tomado relevancia (Ortega-Álvarez y MacGregor-Fors 2011, Schondube *et al.* 2018). Como ejemplo se pueden mencionar

los estudios de Leveau y Leveau (2004) y Franz *et al.* (2010). Los primeros, compararon la estructura de la comunidad de aves a través de sitios con diferente grado de urbanización y encontraron que la riqueza, la diversidad y la abundancia de aves aumentaron en las áreas suburbanas y estuvieron correlacionadas con la proporción de árboles, arbustos y césped. Los segundos (Franz *et al.* 2010) realizaron una comparación histórica de listas de especies en Rio de Janeiro con los registros del lugar de 1970 a 1990 y encontraron que 37% de las especies del interior de bosque se perdieron localmente y que el gremio más afectado fue el de los frugívoros de tamaño grande, con 90% de pérdida.

En México, recientemente se han publicado varios estudios sobre la composición de aves en áreas verdes de distintas ciudades. En Pachuca, Zuria *et al.* (2009) registraron 100 especies de aves residentes y migratorias dentro de la zona urbana y encontraron una mayor diversidad en los parques que en los corredores. En las ANP's cercanas a la ciudad de Querétaro, Pineda-López *et al.* (2009) encontraron 119 especies de aves, que representan el 57% a nivel local. En Puebla, González-Oreja *et al.* (2007) registraron 51 especies dentro de la ciudad y concluyó que "si el crecimiento urbano continúa provocando la conversión de hábitats forestales naturales en ambientes urbanos, muy probablemente las áreas verdes no puedan mantener poblaciones viables de muchas especies de aves". En los márgenes de la ciudad de Cuernavaca, González-Palomares (2014) registró 101 especies de aves en un Área Natural periurbana y encontró que especies típicas de selva seca no se encontraron producto de la urbanización.

MacGregor-Fors (2008, 2010) realizó dos estudios sobre ecología de comunidades de aves en zonas urbanas. En el primero, encontró una correlación positiva entre el número de especies de aves y la cobertura vegetal. En el segundo, propuso un método para definir las áreas periurbanas de las urbanas. MacGregor-Fors *et al.* (2011) demostraron que la riqueza de aves está relacionada positivamente con la cubierta vegetal y negativamente con sitios altamente urbanizados.

Uno de los primeros estudios de aves en la Ciudad de México fue el de Nosedal (1987), quien encontró que conforme aumentaba el grado de urbanización la riqueza de especies de aves disminuía y la abundancia aumentaba por la presencia de aves típicas de ciudades. Ortega-Álvarez y MacGregor-Fors (2009) confirmaron dos hechos que son producto de la urbanización: la abundancia de aves es mayor y provoca homogenización biótica. En otro estudio, Charre (2009) encontró un efecto negativo de la urbanización en las aves insectívoras. Por otro lado, Varona (2001) halló una relación positiva entre la riqueza de aves y la riqueza florística en la Ciudad de México. Puga-Caballero *et al.* (2014) encontraron diferencias entre la diversidad de especies en diferentes ecotonos periurbanos en la Sierra de Guadalupe, en Ciudad de México.

#### *Importancia del tamaño de área en la riqueza ornitológica*

Donnelly y Marzluff (2004) investigaron el papel del tamaño de las áreas verdes en ambientes urbanos y encontraron que las especies típicas de interior de bosque natural estuvieron presentes en áreas mayores a 42 ha y que las especies asociadas a actividades humanas se encontraron en reservas con más de 40% de cobertura

urbana. Los autores también sugirieron que el control de la vegetación exótica puede beneficiar a las poblaciones de aves residentes.

Zhou y Chu (2012), en la región de Hong-Kong, encontraron que la abundancia de aves migratorias, insectívoras e insectívoras-frugívoras estuvo favorecida por el tamaño del parque. Suarez-Rubio y Thomlinson (2009) concluyeron en un estudio realizado en San Juan, Puerto Rico, que la variable que mejor explicaba la riqueza de todos los gremios de aves excepto para las migratorias era el tamaño del parque.

#### *Diversidad funcional de aves en ambientes con modificación humana*

La diversidad funcional de aves en ambientes urbanos es un tema relativamente reciente y escasamente explorado. No obstante, existen estudios en agroecosistemas, como el de Clough *et al.* (2009) quienes indican que, en plantaciones de cacao, la riqueza de nectarívoros y frugívoros disminuye al aumentar la distancia al bosque, mientras que la riqueza de aves granívoras aumenta. Otro ejemplo es el de Luck *et al.* (2013), quienes realizaron su estudio en sitios con distinto uso de suelo (incluidos huertos de manzanas y plantaciones de pinos). En dicho estudio se encontró que, conforme la riqueza de especies aumentaba los valores de dispersión y equidad funcional disminuían, lo que sugiere una redundancia funcional, principalmente para las aves insectívoras, mientras que, para el resto de los grupos funcionales sucedió lo contrario. De la misma manera, Sekercioglu (2012) en un meta-análisis encontró que los agroecosistemas forman ambientes homogéneos que propician el aumento de especies generalistas, provocando una menor funcionalidad.



En ambientes urbanos, DeVicтор *et al.* (2008), además de confirmar que la urbanización provoca la homogenización de la comunidad, descubrieron que las poblaciones de especies de hábitat especialistas fueron más inestables a medida que aumentaba la urbanización.

Aunque la información existente sobre aves en parques urbanos en la Ciudad de México es basta, hay poca información sobre la respuesta de los grupos y diversidad funcional a la urbanización, lo que redundará en la originalidad del presente trabajo. Así, la finalidad del presente estudio es analizar los cambios en la composición, estructura y funcionalidad de la comunidad de aves en seis sitios con distintos grados de urbanización, tamaño y estructura de la vegetación; cuatro sitios están dentro del área urbana de la Ciudad de México y los otros dos en áreas menos urbanizadas, pero en la cercanía de la mancha urbana.

## **HIPÓTESIS**

Los parques urbanos están sujetos a una mayor perturbación, por lo que se consideran un filtro para el establecimiento de especies típicas de bosque. Por lo tanto, se espera encontrar que:

- 1) La riqueza disminuya y la abundancia sea mayor conforme aumente el grado de urbanización.
- 2) La funcionalidad, la riqueza y equidad funcional serán mayores en ambientes naturales, mientras que, la divergencia funcional será mayor en ambientes urbanos.

Debido a que las especies generalistas tienen abundancias relativamente altas se espera:

- 3) Una mayor dominancia y una menor equidad en ambientes urbanos; por lo contrario, que exista una menor dominancia y una mayor equidad en ambientes naturales.

Debido a que se considera a la urbanización como un filtro ambiental (Crocini 2008) se espera que:

- 4) Grupos funcionales como granívoros y omnívoros serán abundantes en la ciudad, mientras que, los nectarívoros serán más abundantes en ambientes naturales.

## **OBJETIVO GENERAL**

Analizar la riqueza, abundancia, diversidad y grupos funcionales de las comunidades de aves en áreas verdes con distinto grado de urbanización.

## **OBJETIVOS PARTICULARES**

Determinar las variables de las comunidades de aves (diversidad, abundancia, riqueza, estructura y funcionalidad).

Estimar las variables del hábitat para medir el grado de urbanización en las áreas verdes.

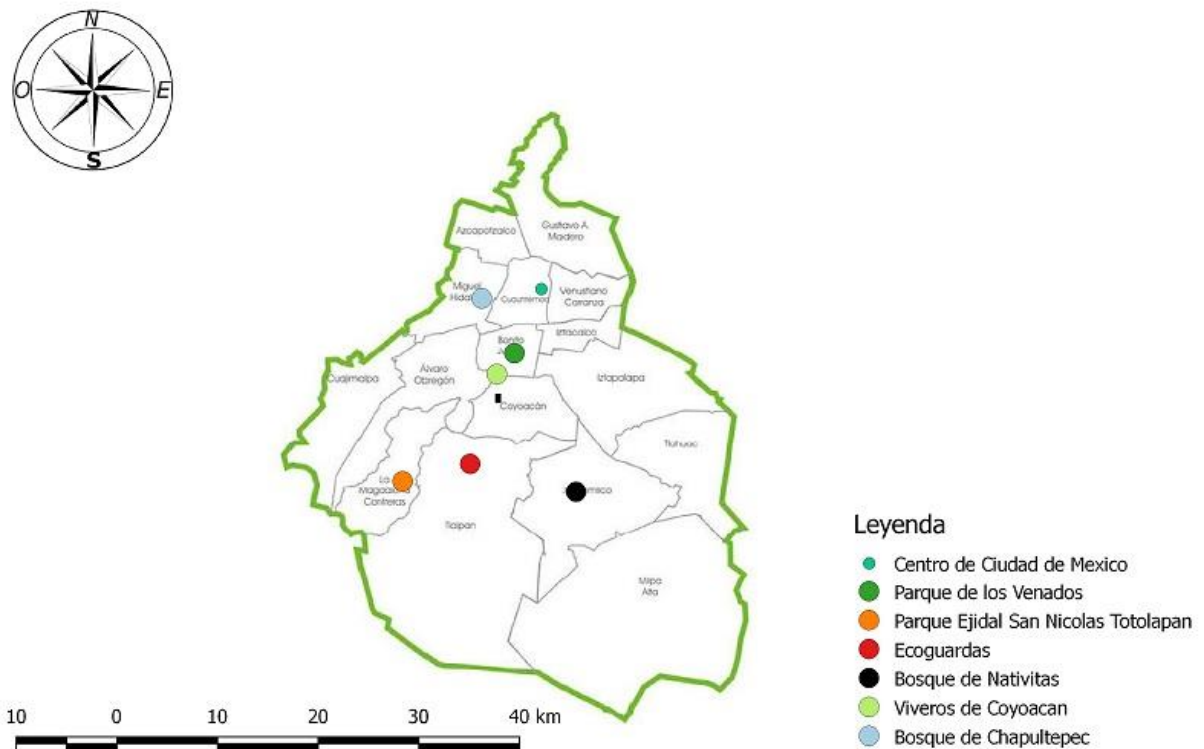
Estimar la influencia de las variables mencionadas sobre la estructura de las comunidades de aves.

Conocer qué especies y grupos funcionales son los más vulnerables o favorecidos por la urbanización.

## MÉTODOS

### Área de estudio

La elección de las áreas verdes como sitios de trabajo se basó en tres criterios: 1) que presentaran algún tipo de perturbación relacionada con la urbanización, 2) que no se encontraran muy cercanas con el fin de que fueran independientes y 3) que hubiera cambios graduales entre los sitios en las coberturas de la vegetación y porcentaje de superficies impermeables, como edificaciones, mobiliario urbano y trayectos pavimentados. A partir de estos criterios se escogieron seis sitios en la Ciudad de México: Bosque de Nativitas, Bosque de Chapultepec, Parque de los Venados, Viveros de Coyoacán, Ecoguardas y Parque Ejidal San Nicolás Totolapan (Figura 1). Las características de cada sitio se encuentran en el Anexo 1.



**Figura 1.** Ubicación de los sitios de estudio en la Ciudad de México.

### *Conteo de aves*

Para determinar la estructura de la comunidad de aves, se realizaron evaluaciones periódicas en las áreas verdes (que son las muestras o unidad mínima de análisis). Los conteos se realizaron mediante puntos de conteo de radio fijo (que son las réplicas), dichos conteos se llevaron a cabo de las 7:00 a las 11:00 a.m., periodo de mayor actividad de las aves. El radio fue de 25 m y la distancia entre puntos dentro del mismo sitio fue de 250 m (Hutto *et al.* 1986). Se establecieron 12 puntos de observación al azar en cada sitio, el número de puntos se eligió considerando elementos logísticos (se trata del número de puntos máximos que se puede evaluar durante el intervalo de tiempo) y estadísticos en tanto que, representa un tamaño de muestra adecuado para caracterizar cada sitio. Cada sitio se visitó dos veces al mes durante un ciclo anual (24 visitas por punto, 144 visitas por sitio). Sin embargo, **no** se harán comparaciones de los componentes de la comunidad a través del tiempo.

Las observaciones se hicieron con el apoyo de binoculares (Brunton y Bushnell 10x42). La identificación de las especies se realizó a partir de diversas guías de campo, principalmente National Geographic (1999), Peterson y Chalif (1989), Howell y Webb (1995), Sibley (2003), Olmo-Linares y Roldan-Velasco (2013). La lista de especies de aves se ordenó taxonómicamente de acuerdo con los criterios de la American Ornithologists' Society (2018), anteriormente AOU (1983).

La categoría de riesgo se consideró de acuerdo con la NOM-059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT 2010). El estatus de residencia se determinó con base en Howell y Webb (1995) y a nivel regional se utilizó el criterio de Meléndez *et al.* (2013). A las

especies de distribución restringida se les asignó un grado de endemismo con base en González-García y Gómez de Silva (2003).

### *Estructura de la vegetación.*

Se estimaron los aspectos de la comunidad vegetal para cada sitio con el fin de relacionar la estructura de la vegetación con la diversidad de aves, así como para relacionar ciertas especies vegetales con cierto grado de urbanización. Para tal fin, se siguió el método sugerido por Corcuera y Butterfield (1999) y Montaña y Ezcurra (1980) para estimar la estructura de la vegetación. Se consideró la riqueza específica de plantas ( $S$  plantas) y la diversidad de especies vegetales ( $H'$  plantas). Estos datos fueron tomados en los mismos puntos de conteo de 25 m de diámetro donde se realizaron las observaciones de aves. La cobertura y la estratificación de la vegetación se determinaron con una escuadra óptica con dos ventanas perpendiculares. A través de una de éstas, el observador puede ver la vegetación que se encuentra justo arriba. La escuadra tiene marcados dos ejes perpendiculares con el fin de que se pueda anotar la altura e identidad de las plantas que hicieran contacto con el punto de intersección de las dos líneas. Para obtener la cobertura y estratificación de la vegetación en cada punto de conteo se establecieron 4 transectos del centro hacia cada uno de los puntos cardinales dentro de cada transecto se establecieron 30 puntos (con una separación de 0.83 m).

En los resultados se presentarán los mismos parámetros que la comunidad de aves, riqueza, diversidad (Shannon) y dominancia (Simpson): éstos son explicados más adelante.

### *Grado de urbanización.*

Para cada uno de los sitios se estimaron cinco variables 1) Tamaño del área (ha), 2) distancia del centro de la ciudad al límite más cercano de cada uno de los sitios (km), 3) número de construcciones/edificaciones alrededor del parque (un perímetro de 500 m, las construcciones se contabilizaron con el programa de SIG Quantum Gis 2.8.2 a partir de imágenes Google Earth), 4) distancia del reservorio (área natural más grande) más cercano a cada uno de los sitios de estudio 5) porcentaje de área construida (caminos, construcciones y edificios) dentro de cada área verde.

### *Análisis de la diversidad*

#### *Diversidad alpha*

Para estimar la riqueza esperada de cada sitio se utilizaron los modelos de estimación de especies Chao1 (Eq. 1) y Jackknife1 (Eq. 2) (Colwell y Coddington 1994) y fueron comparados con los valores de riqueza observados. Los modelos se calcularon mediante el programa EstimateS versión 8.2 (Colwell 2009).

#### *Chao1*

$$Chao\ 1 = S + \frac{a^2}{2b}$$

Donde:

a = número de especies que ocurren solamente en una muestra (especies “singletons”)

b = número de especies que ocurren en exactamente dos muestras (especies “doubletons”)

S= riqueza

Colwell y Coddington (1994) señalan que el valor de Chao1 provee el estimador de la abundancia mínima.

*Jackknife 1:*

$$\text{Jackknife 1} = S + L \frac{m - 1}{m}$$

Donde:

S= Riqueza

L= número de especies que ocurren solamente en una muestra (especies “únicas”)

m = número de muestras

Se basa en el número de especies que ocurren solamente en una muestra (L). Es una técnica para reducir el sesgo de los valores estimados. En este caso, el estimador reduce la subestimación del verdadero número de especies en una comunidad con base en el número representado en una muestra, reduciendo el sesgo del orden 1/m (Palmer 1990).

Se estimó la diversidad con dos índices; con el índice de Shannon-Wiener y los números de Hill, la equidad con el de Pielou y la dominancia con el índice de Simpson (Magurran 2013). Para comparar la diversidad entre cada sitio se utilizaron los



intervalos de confianza de los números de Hill, pero solo para N1. Se obtuvo un valor de diversidad, para cada muestreo en cada uno de los seis sitios de estudio. La diversidad de aves para cada sitio se determinó con el índice de diversidad de Shannon-Wiener (Pla 2006) estimado mediante el programa estadístico PAST versión 3.19 (Hammer *et al.* 2008).

$$H' = - \sum p_i \ln p_i$$

Donde:

$p_i$  = abundancia proporcional de la especie  $i$ , es decir, el número de individuos de la especie  $i$  dividido entre el número total de individuos de la muestra.

Este índice expresa la uniformidad de los valores de importancia a través de todas las especies de la muestra. Mide el grado promedio de incertidumbre en predecir a que especie pertenecerá un individuo escogido al azar de una colección de individuos.

La diversidad entre sitios también se comparó con los números de Hill o de especies efectivas (Jost 2006):

$$D^q = \left( \sum_{i=1}^S p_i^q \right)^{1/(1-q)}$$

Donde:

$D^q$  = es la diversidad verdadera

$p_i$  = Es la abundancia relativa (abundancia proporcional) de la  $i$ -ésima especie

$q$  es el orden de la diversidad y define la sensibilidad del índice a las abundancias relativas de las especies (Jost 2007, Tuomisto 2011).

El valor del parámetro determina cómo influyen las especies comunes o las especies raras en la medida de la diversidad, y toma cualquier valor que el usuario estime apropiado (Hill 1973).

Este análisis consiste en una serie de números que permiten calcular el número efectivo de especies en una muestra, es decir, una medida del número de especies cuando cada especie es ponderada por su abundancia relativa (Hill 1973). De toda la serie, los números más importantes son:

$N_0$  = número total de especies ( $S$ )

$N_1$  = número de especies abundantes =  $e^{-H'}$

Una ventaja de los números de Hill es que los resultados se dan en unidades de número de especies, aunque los valores de  $N_3$  pueden ser difíciles de interpretar. Conforme aumenta el número de especies se da menos peso a las especies raras y se obtienen valores más bajos para  $N_0$  y  $N_1$  (Hill 1973). Dichos valores se calcularon mediante el programa PRIMER versión 6.

### *Diversidad beta*

El índice de Bray–Curtis se considera como una medida de la diferencia entre las abundancias de cada especie presente (Brower y Zar 1984), y se expresa mediante:

$$I_{BC} = 1 - \frac{\sum(x_i - y_i)}{\sum(x_i + y_i)}$$

Donde:

$x_i$  = abundancia o densidad de especies

$i$  en un conjunto 1;  $y_i$  = abundancia de las especies en el otro conjunto.

### *Similitud de las comunidades entre sitios.*

Para ordenar a las áreas verdes de acuerdo con su similitud de la abundancia de las aves, se elaboró un dendrograma con el promedio de las abundancias para cada uno de los sitios con el índice de similaridad de Bray-Curtis y el método de agrupamiento de pares no ponderados utilizando la media aritmética (UPGMA).

Para comparar la composición de la comunidad realizamos curva de Whitaker (rango-abundancia) para detectar un patrón de dominancia entre las diferentes áreas verdes, esto se complementó con el índice de dominancia de Simpson.

Para detectar diferencias significativas en la similitud de las comunidades entre grupos utilizó una prueba multivariada ANOSIM (Análisis de Similaridades).

Estos dos análisis se realizaron con el programa Past versión 3.19 (Hammer *et al.* 2008).

Se utilizó la prueba de SIMPER (Porcentaje de Similitud o Similarity Percentage contribución por especies) para determinar cuáles especies explican las diferencias composicionales entre sitios (Clarke y Warwick 2001). Esta prueba se hizo con el programa PRIMER-E versión 6 y se muestra a las especies que aportaron más del 1% de la abundancia total.

Para determinar qué variables eran las que mejor explicaban la distribución de las aves se usó un análisis de redundancia en el programa Canoco 5.0 (Braak y Šmilauer 2012).

## **DIVERSIDAD FUNCIONAL**

### *Rasgos funcionales de aves.*

Para determinar la diversidad funcional se usaron los siguientes rasgos funcionales (Violle *et al.* 2007):

1) Componentes en la dieta (DIE): carnívoro, carroñero, insectívoro, nectarívoro, frugívoro, granívoro, y omnívoro. Se utilizó como un carácter con cuatro estados; 0 = no usado, 1 = raramente usado, 2=medianamente usado y 3=siempre usado (Schütz y Shulze 2015). Para determinar este carácter se utilizó la alimentación de acuerdo con Olmo-Linares y Roldan-Velasco (2018).

2) Sustrato de forrajeo (SUSTF): aire, suelo, tronco, follaje y flor. Se usó como un carácter binario: 0 = no utilizado y 1 = utilizado (Petchey *et al.* 2007).

3) Técnica de forrajeo (TECFOR): pisca (ir colectando), cazar insectos al vuelo, horadar o taladrar en tronco (*drill*). Se les asignó un valor binario: 0 = no utilizado y 1 = utilizado (Petchey *et al.* 2007).

4) Comportamiento social (CS): Si es una especie solitaria o gregaria. Se utilizó como un carácter binario: 0 = no pertenece; 1 = si pertenece (Crocì *et al.* 2008).

5) Estatus migratorio (ESM): expresa la presencia estacional o permanente en el territorio nacional. Se determinó como un carácter de tipo binario: 1 = si pertenece a la clasificación, 0 = no pertenece a la clasificación (López-Ordoñez *et al.* 2016).

6) Tamaño corporal (TAM): expresa el tamaño de cada especie. Se consideraron tres categorías; chico (<20cm), mediano (20-25cm), grande (>25cm). Se manejó como un carácter de tipo binario: 1 = pertenece a esa categoría; 0 = no pertenece a esa categoría (Crocì *et al.* 2008).

7) Dimorfismo en el plumaje (DP): se refiere cuando el macho difiere en el plumaje respecto de la hembra o el plumaje es igual en ambos sexos. Se empleó como un carácter tipo binario: 1 = con dimorfismo; 0 = sin dimorfismo (Crocì *et al.* 2008).

Se realizó una clasificación con base en las variables mencionadas con el fin de determinar a los grupos funcionales de las aves mediante un dendrograma. Para comparar los grupos funcionales por sitio, se utilizó la prueba de ANDEVA (Análisis de varianza) de una vía, y cuando fue significativa se realizó la prueba a posteriori de Tukey HSD. Estos análisis se realizaron con el programa GraphPad Prism Version 5.00 para Windows.

Para medir la diversidad funcional se utilizaron cuatro índices; riqueza funcional, divergencia funcional y equitatividad funcional, de acuerdo con lo recomendado por Cordova-Tapia y Zambrano (2015).

La **riqueza funcional (Fric)** mide el volumen del espacio funcional ocupado por una comunidad (Ding *et al.* 2013). Este identifica las especies con valores extremos de los rasgos y luego estima el volumen del cuerpo de rasgos en el espacio multivariado (Mason *et al.* 2012). Si el intervalo absoluto se sabe de un carácter (por ejemplo, el porcentaje de masa corporal de un ave debe estar en el intervalo de 0 a 100), la cantidad de espacio para el carácter sería expresado como su proporción:

$$FR_{ci} = \frac{SF_{ci}}{R_c}$$

Donde:

$FR_{ci}$  = La riqueza funcional de carácter funcional en la comunidad  $i$

$SF_{ci}$  = El espacio del lugar ocupado por la especie dentro de la comunidad,

$R_c$  = La gama absoluta del carácter

Si el valor absoluto de un carácter no se conoce,  $R_c$  puede tomarse como el valor más grande en el conjunto de comunidades que se están estudiando, lo que hará que los cálculos sean consistentes en el estudio, o puede ser tomado como el intervalo de valores reportados en la literatura.

La **equitatividad funcional (Feve)** es considerada como la homogeneidad en la distribución de las abundancias de las especies de una comunidad en un espacio funcional (Villéger *et al.* 2008). Expresado por la siguiente fórmula:

$$FEve = \frac{\sum_{b=1}^{S-1} \min(PWE_b, \frac{1}{S-1}) - \frac{1}{S-1}}{1 - \frac{1}{S-1}}$$

$$PEW_b = \frac{EW_b}{\sum_{b=1}^{S-1} EW_b}$$

Donde:

PEW = Equidad Ponderada parcial.

$$EW_b = \frac{d_{ij}}{w_i + w_j}$$

Donde:

$EW_b$  = la equidad ponderada del b-ésimo segmento

$D_{ij}$  = es la distancia entre la i-ésima y la j-ésima especie

$W_i$  y  $W_j$  = Abundancias relativas

El término  $1 / (S-1)$  se resta del numerador y denominador porque, hay al menos un valor de  $PEW_t$  que es menor que o igual a  $1 / (S-1)$ , cualquiera que sea  $S$ . Por lo tanto,  $FEve$  no está sesgada por la riqueza de especies y está limitada entre 0 y 1. Se obtiene 1 cuando todos los sitios son igualmente equitativos.

La **divergencia funcional (FDiv)** basada en un solo rasgo propuesto por Mason *et al.* (2003), es la varianza de los valores de un rasgo en escala logarítmica ponderados por la abundancia de las especies y expresado en la escala [0,1] mediante una transformación:

$$\ln x = \sum_{i=1}^S w_i \ln x_i$$

$$w_i = \frac{a_i}{\sum_{i=1}^S a_i}$$

Donde:

$a_i$  = es la abundancia de la  $i$ -ésima

$S$  = es el número total de especies de la comunidad

Este índice también puede definirse para más de un valor del rasgo para cada especie (Mason *et al.* 2005), usando cada valor ponderado por la abundancia relativa en relación al total de las especies de la comunidad. Para esta formulación del FDvar la sumatoria se realiza sobre el total de posibles valores del rasgo considerado.



## RESULTADOS

### *Conteo de aves*

En el periodo comprendido entre marzo de 2016 a febrero de 2017 se registraron 104 especies de aves pertenecientes a 31 familias y 9 órdenes para todas las áreas verdes incluidas en el estudio. Las familias con mejor representación de especies son Parulidae (16), Tyrannidae (12) Passerellidae (9), Trochilidae (7), Turdidae, Icteridae y Cardinalidae con seis especies cada una (Apéndice 2). Del total, 69 especies fueron residentes permanentes, 34 residentes de invierno y una ocasional. Se encontraron nueve especies endémicas, siete semiendémicas y cuatro especies cuasiendémicas. Cuatro especies están sujetas a protección especial de acuerdo con la NOM-059; *Accipiter cooperi*, *Buteo platypterus*, *Parabuteo unicinctus* y *Myadestes occidentalis*, y una se encuentra amenazada, *Picoides stricklandii* (Apéndice 2).

### *Estructura de la vegetación*

Los Viveros de Coyoacán y Parque San Nicolas Totolapan (PSNT) tuvieron la riqueza vegetal más alta por cada área verde. La diversidad de las especies ( $H'$ ) y la dominancia fueron también altos en el PSNT, y también el índice de dominancia Simpson (Cuadro 1).

**Cuadro 1.** Valores de riqueza y diversidad de vegetación para cada una de las áreas verdes.

	ParVen	BosCha	VivCoy	BosNat	Ecoguardas	PSNT
<b>Riqueza</b>	9	8	11	6	7	11
<b>Shannon_H</b>	1.369	1.527	1.735	1.287	1.613	2.136
<b>Simpson</b>	0.5931	0.682	0.734	0.665	0.757	0.8625

ParVen: Parque de los Venados, Boscha: Bosque de Chapultepec, VivCoy: Viveros de Coyoacán, BosNat: Bosque de Nativitas, PSNT: Parque San Nicolás Totolapan

En el Análisis de Componentes Principales los primeros tres ejes, con base en la cobertura de las especies, explicaron el 52.74%, 19.75% y 11.94% de la variación. Las especies que tuvieron pesos mayores con respecto al primer componente (CP1) positivamente fueron *Fraxinus uhdei* y *Eucalyptus sp* especies típicas de ambientes urbanos, y negativamente con dos especies características de bosque como *Abies religiosa* y *Pinus montezumae*. El CP2 está relacionado con *Ligustrum lucidum* positivamente y negativamente con *Fraxinus uhdei*. El CP3 está relacionado con especies vegetales más afines a bosques como *Quercus laurina* y *Quercus rugosa* [en rojo] (Cuadro 2).

**Cuadro 2.** Especies vegetales en cada uno de los sitios y su representación en cada componente principal.

Especies	PC1	PC2	PC3
<i>Abies religiosa</i>	-7.408	-3.042	-1.664
<i>Alnea acuminata</i>	-5.264	-1.994	-2.791
<i>Budleja cordata</i>	-6.262	-1.383	-0.110
<i>Casuarina cunninghamiana</i>	-0.433	-1.717	-2.952
<i>Cupressus lusitanica</i>	-7.316	-4.160	-0.739
<i>Eriobotrya japonica</i>	-4.899	-1.784	-0.881

<i>Ficus benjamina</i>	-1.228	-2.330	-2.704
<i>Fraxinus uhdei</i>	64.921	-13.315	4.644
<i>Jacaranda mimosifolia</i>	2.509	0.763	-5.596
<i>Grevilea robusta</i>	3.516	-0.931	-1.705
<i>Ligustrum lucidum</i>	16.311	41.290	-2.193
<i>Liquidambar macrophylla</i>	3.028	-3.248	0.725
<i>Eucaliptus globulus</i>	16.103	2.541	-10.365
<i>Quercus crassipes</i>	-6.287	0.173	5.147
<i>Quercus laeta</i>	-6.116	-0.747	1.499
<i>Quercus laurina</i>	-8.160	2.424	19.099
<i>Quercus rugosa</i>	-2.186	3.365	23.943
<i>Pinus ayacahuite</i>	-6.134	-2.073	-2.847
<i>Pinus hartwegii</i>	-6.249	-2.161	-2.739
<i>Pinus montezumae</i>	-7.408	-3.042	-1.664
<i>Pinus patula</i>	-4.213	4.118	-4.085
<i>Pinus pseudostrobus</i>	-7.292	-2.954	-1.771
<i>Pinus teocote</i>	-6.713	-2.514	-2.309
<i>Prunus cerecifera</i>	-4.626	-2.090	-2.521
<i>Psidium guajaba</i>	-3.195	-2.790	-2.530
<i>Yucca elephantipes</i>	-5.000	-2.398	-2.890

Nota: El PC1 es renombrado como Vegetación Urbana (VegUrb) y el PC3 es renombrado vegetación natural (VegNat) en el análisis de redundancia.

#### *Variables de urbanización.*

En cuanto área el Parque San Nicolás Totolapan (PSNT) fue el que presentó mayor valor, por el contrario, el Parque de los Venados es el que presenta menor área. El Bosque de Chapultepec fue el sitio con mayor porcentaje de superficies impermeables. En contraste, PSNT casi no presenta superficies construidas por el hombre. El área más cercana del centro de la Ciudad fue el Bosque de Chapultepec y la más lejana el PSNT. El sitio con más edificaciones a su alrededor fue Ecoguardas mientras que el que tuvo menos fue PSNT (Cuadro 3).

**Cuadro 3.** Cinco variables de urbanización obtenidas para cada una de las seis áreas verdes en la Ciudad de México.

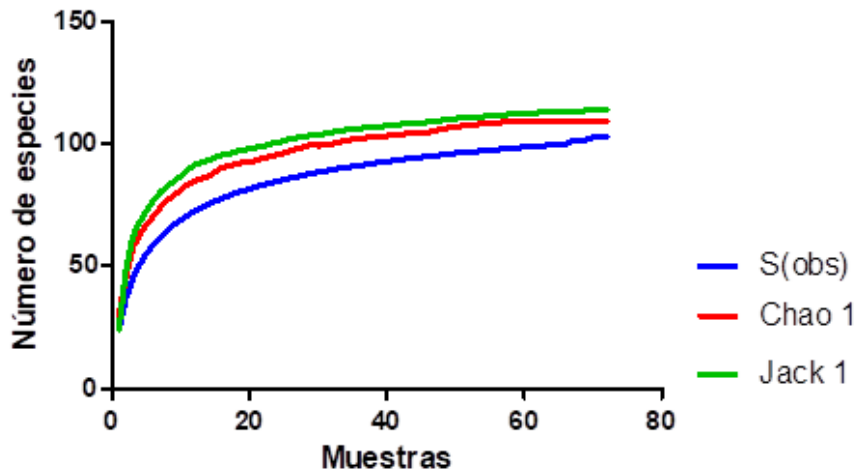
<b>Sitio</b>	<b>BosCha</b>	<b>ParVen</b>	<b>VivCoy</b>	<b>BosNat</b>	<b>Ecoguardas</b>	<b>PSNT</b>
<b>Área</b>	460.2	9	29	22	130	2094
<b>PorCons</b>	0.125	0.067	0.012	0.045	0.037	0.016
<b>Distcentr</b>	5	6.5	9.3	20	18	22
<b>Numviv</b>	277	379	347	348	754	253
<b>DisAVcerc</b>	5.5	3.5	3.5	10.2	6.2	6.2

PorCons= Porcentaje de área construida, DistCent= Distancia al centro de la ciudad, Numviv=Número de viviendas, DisAVcerc Distancia al área natural más cercana. Boscha: Bosque de Chapultepec, ParVen: Parque de los Venados, VivCoy: Viveros de Coyoacán, BosNat: Bosque de Nativitas, PSNT: Parque San Nicolás Totolapan.

### *Análisis de diversidad*

De manera global, la curva de acumulación de especies se aproximó a la asíntota, lo que sugiere que la mayor parte de las especies existentes fueron observadas (Figura 2). De acuerdo con los estimadores Chao 1 y Jackknife 1, se observó entre el 91 y el 95% de las especies esperadas.

Para los parques individuales, el porcentaje de especies observadas con respecto a las estimadas fluctuó entre 81% (en Ecoguardas), según Jackknife 1, a 98% (en el Parque de los Venados), de acuerdo con Chao 1 (Cuadro 4).

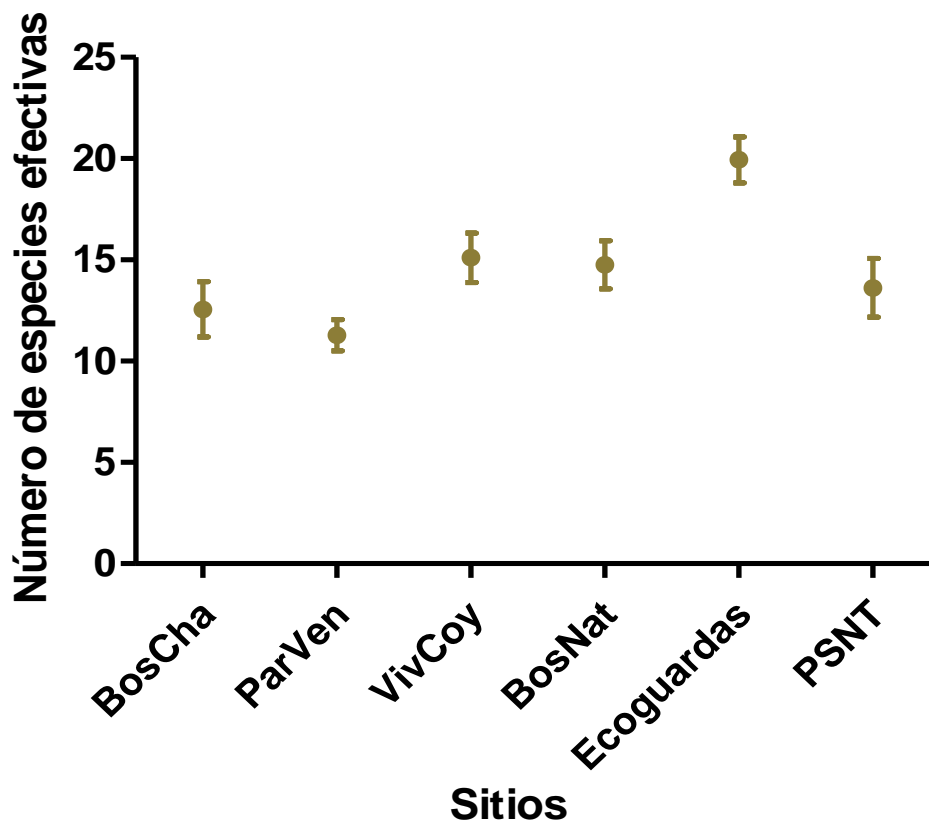


**Figura 2.** Curva de acumulación de especies en seis áreas verdes en la ciudad de México con todos los sitios de estudio en conjunto. Con dos estimadores: Chao1, Jackknife 1 y la riqueza observada.

**Cuadro 4.** Proporción de las especies observadas con base a las esperadas para dos estimadores no paramétricos de riqueza por cada una de las seis áreas verdes.

	BosCha	ParVen	VivCoy	BosNat	Ecoguardas	PSNT
<b>Chao1</b>	0.959	0.976	0.879	0.923	0.857	0.945
<b>Jackknife 1</b>	0.87	0.930	0.810	0.873	0.806	0.839
<b>Observadas</b>	48	40	50	48	78	56

Para comparar la diversidad se utilizó el valor N1 de los números de Hill ( $H_0$ ), tanto la riqueza observada y efectiva ( $H_0$  de Hill), así como la dominancia y la diversidad fue mayor en Ecoguardas en comparación con los otros sitios, en el Parque de los Venados se encontraron los valores más bajos en los cuatro aspectos (Cuadro 5 y Figura 3).

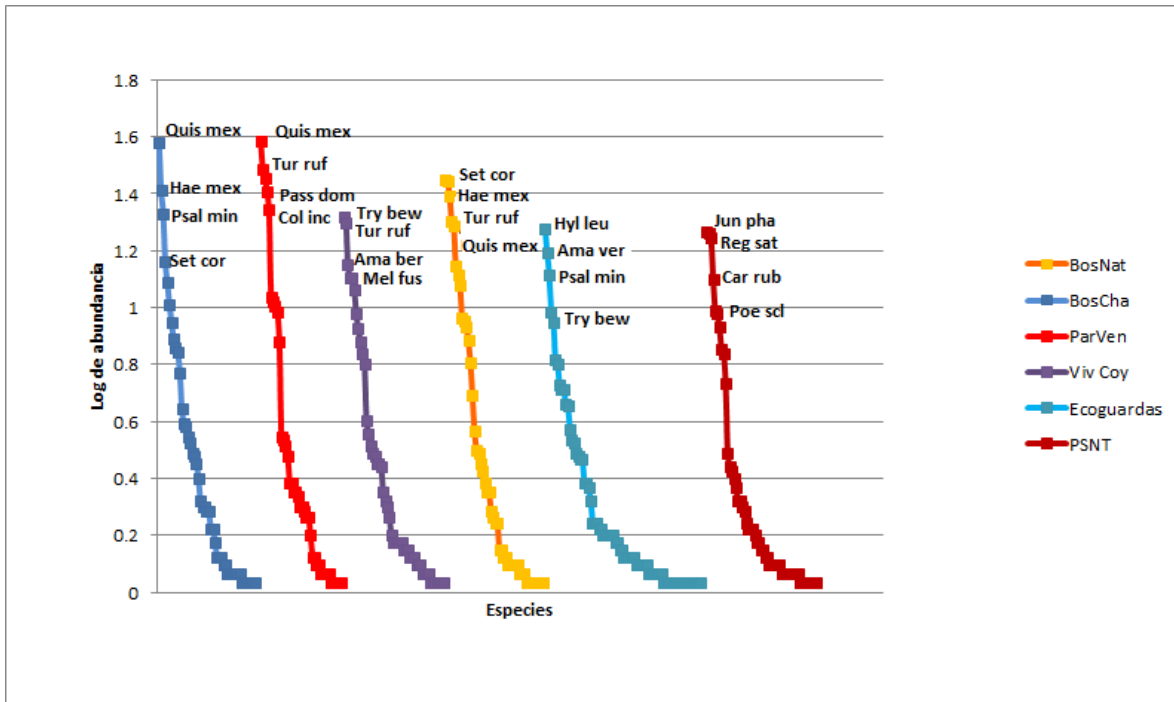


**Figura 3.** Valores del número de especies efectivas (números de Hill; N1) y sus intervalos de confianza al 95% para cada uno de las seis áreas verdes de estudio.

**Cuadro 5.** Riqueza, diversidad y dominancia para seis áreas verdes de la Ciudad de México.

	BosCha	ParVen	VivCoy	BosNat	Ecoguardas	PSNT
<b>Riqueza</b>	49	40	50	48	78	56
<b>Shannon_H</b>	2.793	2.585	2.965	2.867	3.278	2.864
<b>Simpson</b>	0.0954	0.1049	0.0721	0.0765	0.0617	0.0837

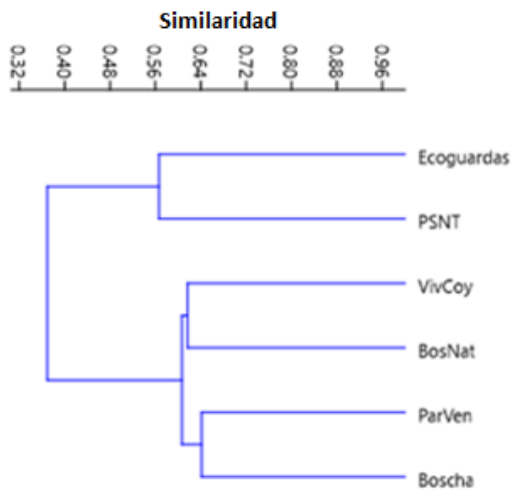
Se usaron curvas de Whittaker como una herramienta visual para conocer y comparar cómo es la distribución de las abundancias en los seis sitios se interpreta que no hay diferencia entre la estructura de las comunidades de las seis áreas verdes (Figura 4).



**Figura 4.** Curvas de rango-abundancia de las especies de aves encontradas en seis áreas verdes de la Ciudad de México.

#### *Diversidad beta*

Una clasificación con el índice de Bray-Curtis, basada en la abundancia de las especies, separó a las áreas estudiadas en dos grupos (Figura 5). Un grupo formado por PSNT y Ecoguardas (áreas perirurbanas), separado del grupo formado por el resto de las áreas verdes urbanas. Este grupo, a su vez comprende dos grupos uno formado por áreas suburbanas que son Bosque de Nativitas y Viveros de Coyoacán, y otro formado por dos áreas urbanas que son Bosque de Chapultepec y Parque de los Venados.



**Figura 5.** Agrupación de seis áreas verdes en la Ciudad de México de acuerdo con la abundancia de las aves según el índice de Bray-Curtis.

*Pruebas multivariados para comparar la diversidad*

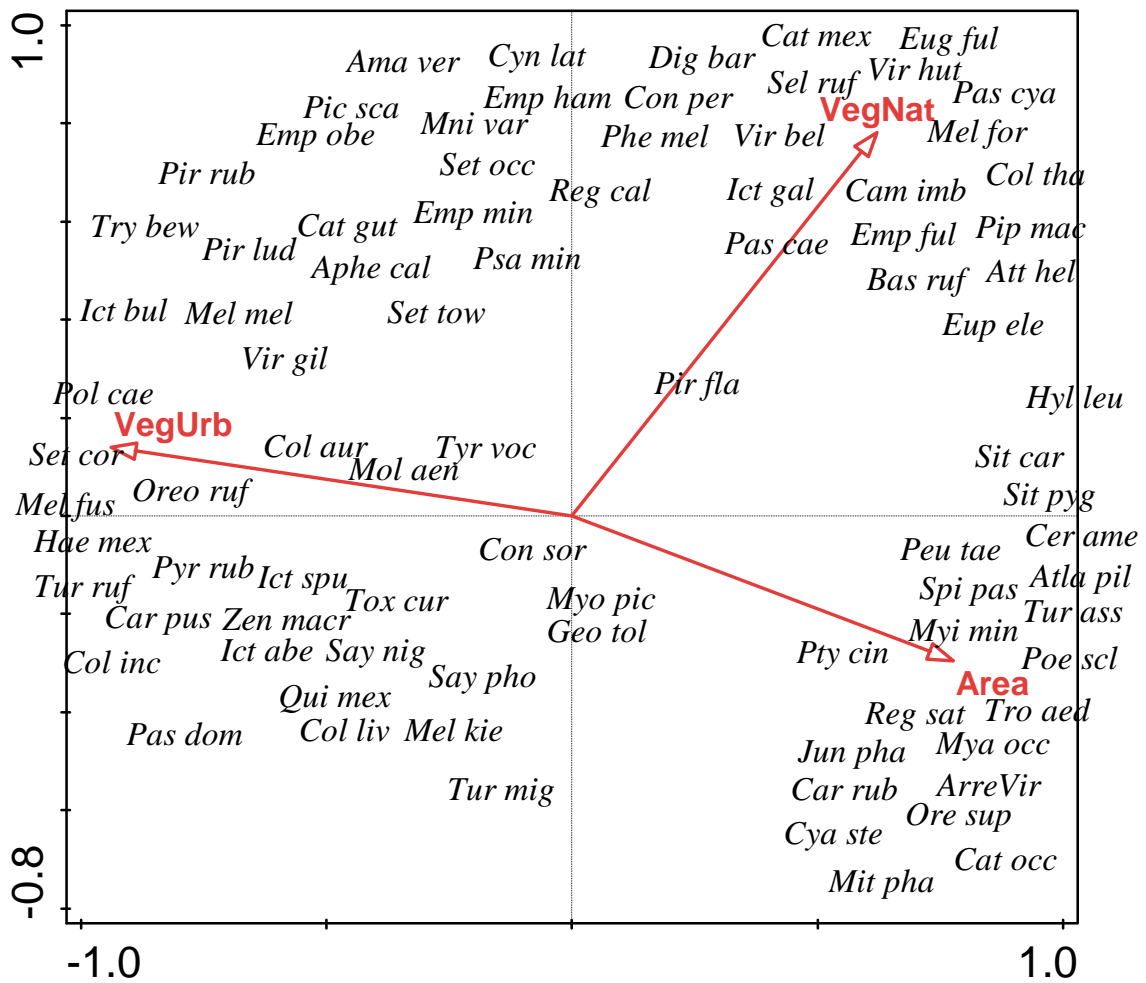
La composición de la avifauna de cada área verde fue significativamente distinta de acuerdo con un análisis de similitud ANOSIM ( $r=0.9397$   $p<0.001$ ). Lo cual sugiere que todos los sitios son muy diferentes en su composición de especies. En el Cuadro 6 se muestran 15 especies que en orden decreciente contribuyeron en mayor medida al porcentaje de la diferencia de la abundancia entre sitios, según el análisis global del porcentaje de similitud con base en la prueba de SIMPER.



**Cuadro 6.** Valores globales de similitud obtenida con base en la prueba de SIMPER.

<b>Especie</b>	<b>Promedio de disimilitud</b>	<b>Contribución en %</b>
<i>Quiscalus mexicanus</i>	6.692	9.583
<i>Turdus rufopalliatu</i> s	4.822	6.905
<i>Haemorhous mexicanus</i>	4.731	6.776
<i>Setophaga coronata</i>	3.944	5.648
<i>Passer domesticus</i>	3.457	4.951
<i>Columbina inca</i>	3.031	4.34
<i>Psaltiparus minimus</i>	2.962	4.242
<i>Melospiza fusca</i>	2.829	4.051
<i>Thryomanes bewicki</i>	2.683	3.842
<i>Amazilia beryllina</i>	2.472	3.540
<i>Hylocharis leucotis</i>	2.469	3.535
<i>Regulus satrapa</i>	2.037	2.918
<i>Junco phaenotus</i>	1.978	2.833
<i>Cardellina rubra</i>	1.893	2.712
<i>Ptilonotus cinereus</i>	1.757	2.516

En el Análisis de Redundancia (AR) se obtuvo un valor de p marginalmente significativo (0.064), los eigen valores de los primeros ejes fueron de 0.5663 y 0.1703, el porcentaje de varianza acumulada fue de 56.63% para el primer eje y de 73.67 % para el segundo. La cobertura de la vegetación urbana con respecto al primer eje fue significativa, la vegetación nativa con respecto al segundo eje fue marginalmente significativo, y el área con respecto a los dos ejes no fueron significativos. Se muestra el AR donde las variables que mejor explicaron la abundancia de las aves fueron el tamaño de área del área verde (Área), la Vegetación Nativa (VegNat) y la Vegetación Urbana (VegUrb) (Figura 6).

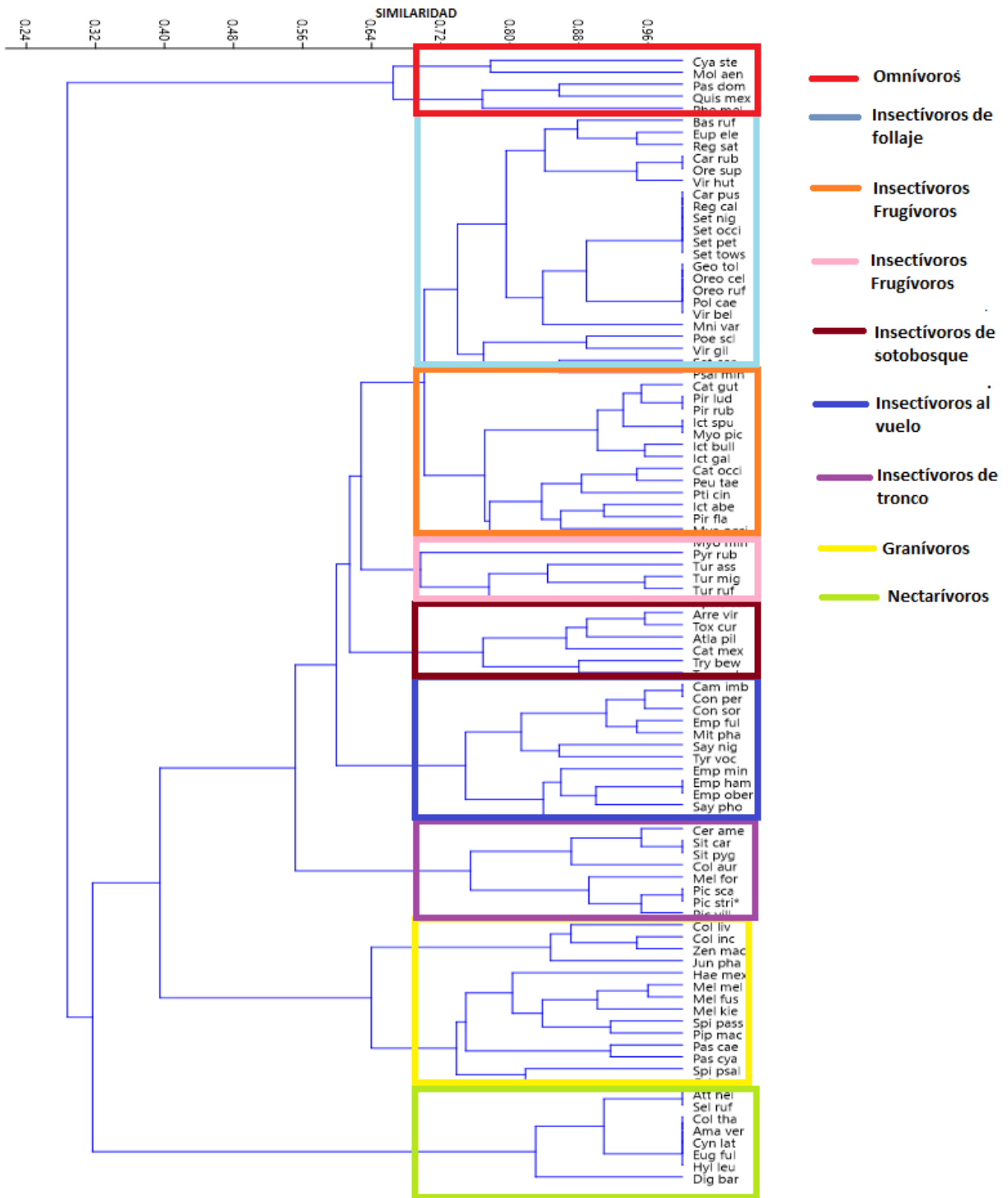


**Figura 6.** Análisis de redundancia de especies y variables del hábitat.\*

\*Nombre de cada especie en el Apéndice 3 de arriba hacia abajo.

### *Diversidad funcional*

La clasificación de las especies con base en los rasgos funcionales, identificó a nueve grupos funcionales de aves: nectarívoros, omnívoros, granívoros, insectívoros de tronco, insectívoros al vuelo, insectívoros de sotobosque, insectívoros de follaje (que se dividió en dos; insectívoros de follaje residentes e insectívoros de follaje migratorios) y dos grupos separados de insectívoro-frugívoros (Figura 7).



**Figura 7.** Agrupación de las especies con base en rasgos funcionales, mediante el método de UPGMA y el índice de Jaccard.

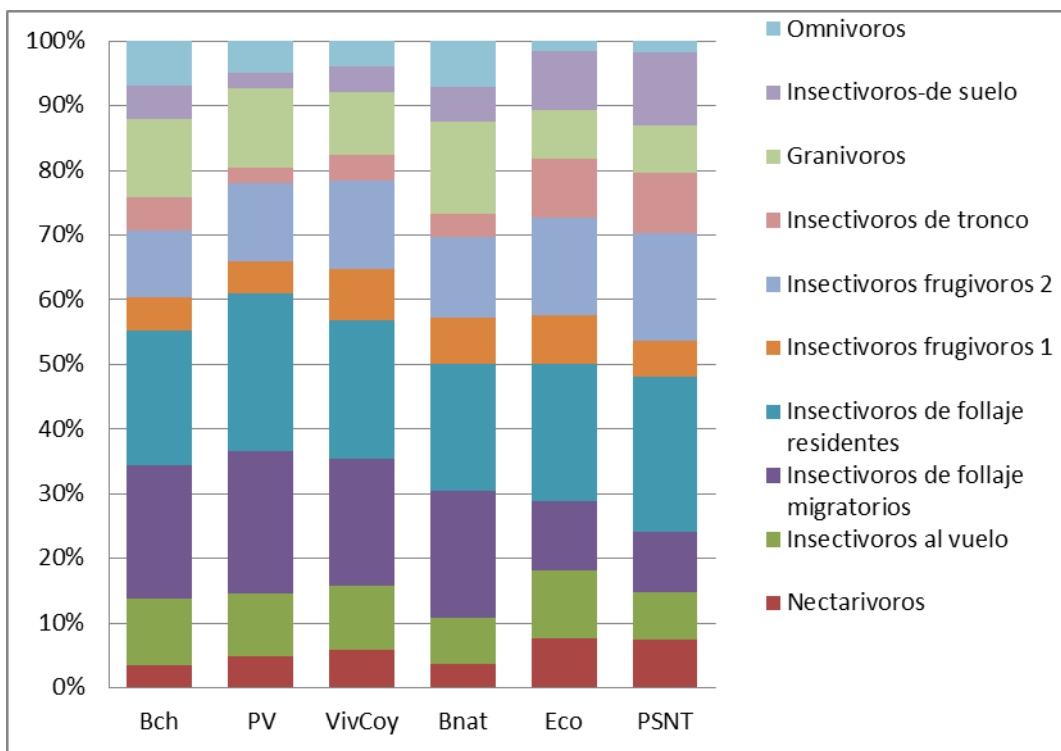
La riqueza funcional fue mayor en Bosque de Nativitas (0.838) y la menor en PSNT (0.426), la equidad funcional fue mayor en Ecoguardas (0.665) mientras que, la menor fue en Bosque de Chapultepec (0.565); la divergencia funcional fue mayor para Parque de los Venados (0.878) y la menor (0.768) fue para PSNT (Cuadro 9).

**Cuadro 7.** Diversidad funcional para cada uno de los sitios, los índices indicados se basan en la abundancia de los grupos funcionales.

	Riqueza funcional(Friq)	Equidad funcional (Fdis)	Divergencia funcional(FDiv)	Dispersion funcional(FDis)
<b>Boscha</b>	0.760	0.563	0.841	2.756
<b>ParVen</b>	0.786	0.580	0.878	2.961
<b>VivCoy</b>	0.656	0.633	0.812	2.595
<b>BosNat</b>	0.838	0.548	0.828	2.718
<b>Ecoguardas</b>	0.608	0.665	0.846	2.733
<b>PSNT</b>	0.426	0.590	0.768	2.273

En la Figura 8 se representa la riqueza de especies por cada grupo funcional en cada parque. Posteriormente, se proporciona la comparación de los grupos funcionales por cada sitio de acuerdo con sus abundancias (Figura 9). En cuanto a la comparación de las abundancias por grupo funcional en cada área verde, se obtuvo que para los nectarívoros ( $F_{5,498} = 15$   $p=0.001$ , Tukey HSD  $p=0.001$ ) su abundancia fue mayor en

Ecoguardas; los insectívoros de tronco ( $F_{5,570}=16.19$   $p=0.001$ , Tukey HSD  $p=0.0001$ ) y los insectívoros de follaje residentes ( $F_{5,774}=6.722$   $p=0.001$  Tukey HSD  $p<0.05$ ) fueron más abundantes en Ecoguardas y PSNT; mientras que, los omnívoros ( $F_{5,354}=13.83$   $p=0.001$ , Tukey HSD  $p<0.001$ ) fueron más abundantes en Bosque de Chapultepec y Parque de los Venados; granívoros ( $F_{5,1002}=6.719$   $p=0.001$ , Tukey HSD  $p<0.001$ ) e insectívoros de follaje migratorios ( $F_{5,1008}=3.808$   $p=0.002$ , Tukey HSD  $p<0.001$ ) estuvieron mayormente presentes en los cuatro sitios más urbanizados.



**Figura 8.** Proporción de la riqueza de los grupos funcionales para cada uno de los sitios.

\*Nota: Los Insectívoros de follaje se dividieron en 2; Insectívoros de follaje migratorios y residentes, por eso son 10 grupos funcionales y no 9 como en el dendrograma.

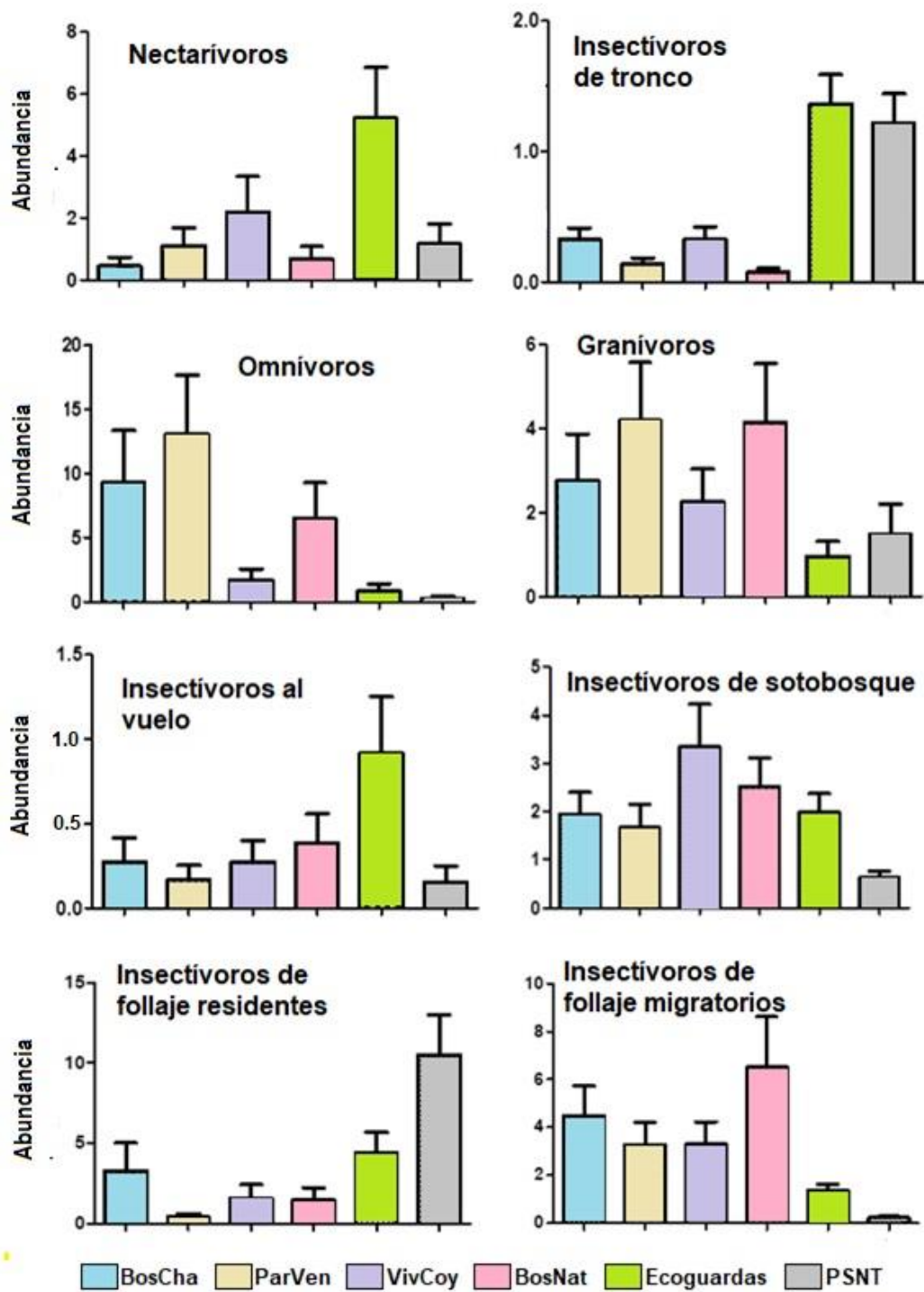


Figura 9. Comparación de la abundancia de grupos funcionales entre sitios.

## DISCUSIÓN

### *Riqueza de especies.*

Con excepción del estudio de Arizmendi y colaboradores (1994) en el Pedregal de San Ángel, quienes registraron 105 especies, el número de especies observado en este estudio fue mayor a lo que se ha encontrado en otras áreas verdes urbanas o periurbanas. Ramírez-Albores (2008), por ejemplo, encontró 58 especies pertenecientes a cinco órdenes y 47 géneros en la FES Iztacala. Puga-Caballero y colaboradores (2014) registraron una riqueza de 43 especies referentes a 19 familias y 42 géneros en la Sierra de Guadalupe.

De Silva y Medellín (2001) mencionan que hay familias y géneros de aves que son “omnipresentes” en México y que, si no están mencionadas en una lista ornitológica, el inventario debe ser considerado como incompleto. Para este trabajo, se encontraron todas las familias mencionadas por dichos autores, como Cathartidae, Accipitridae, Columbidae, Strigidae, Caprimulgidae, Trochilidae, Picidae, Tyrannidae, Vireonidae, Hirundinidae, Troglodytidae, Sylviidae, Turdidae, Parulidae, Emberizidae, Cardinalidae, Icteridae; por lo que, la lista puede considerarse completa a nivel de familias y géneros. Lo anterior es confirmado por los valores obtenidos de riqueza esperada de especies que indicó que más de 95% de las especies fueron observadas.

El sitio con mayor número de especies observadas y efectivas fue Ecoguardas. Esto se puede explicar porque, justamente, el sitio es un ecotono entre el ambiente urbano y un ambiente natural que incluye tanto especies “urbanas” (por ejemplo,



*Haemorrhous mexicanus*) como especies “urbanofóbicas” (por ejemplo, *Myioborus miniatus*). La elevada riqueza en este tipo de ambientes es explicada por la “hipótesis del disturbio intermedio” propuesta por Connell (1978), quien sugiere que en sitios con perturbaciones intermedias hay más especies porque “la condición disturbio intermedio permite la presencia de una diversidad mayor” en este caso el disturbio es la urbanización. La riqueza reportada en Ecoguardas es importante para planear estrategias de conservación ya que estos hábitats periurbanos constituyen el último hábitat remanente para algunas especies (Palmer *et al.* 2008.)

Viveros de Coyoacán fue el sitio urbano con mayor número de especies, esto se puede interpretar como un efecto de la variedad de especies vegetales que se encuentran dentro del sitio, ya que representan una heterogeneidad de condiciones ambientales en el hábitat lo que permite un incremento en las especies de aves. Esto ha sido identificado en otros trabajos como Porter y colaboradores (2001), quienes encontraron que las áreas urbanas con mayor cobertura de vegetación tenían una mayor riqueza de aves o también Castro-Pena *et al.* (2017), quienes indican que la vegetación favorece la presencia de especies nativas porque reduce los efectos negativos del ruido en la comunidad de aves.

Las curvas de rango-abundancia indican que no hay diferencias en las curvas de los diferentes sitios, pero esto cotejado con el índice de Simpson refleja que la dominancia de las especies es mayor en los parques urbanos (excepto en Viveros de Coyoacán); mientras que, la dominancia fue menor en las áreas naturales.

### *Diversidad Beta*

Los resultados del dendrograma sugieren que hay una agrupación en tres pares, el par Bosque de Chapultepec-Parque de los Venados, el par Viveros de Coyoacán-Bosque de Nativitas y el par Ecoguardas-Parque Ejidal San Nicolás Totolapan. Se explica por qué hay especies de aves que se comparten más entre los pares, esto es, entre el par Bosque de Chapultepec-Parque de los Venados se comparten especies urbanófilas como *Quiscalus mexicanus*, *Columbina inca*, *Passer domesticus*, *Molothrus aeneus*. Estas especies son omnívoras y esto mismo se encuentra reflejado en los resultados donde se comparan las abundancias de los grupos funcionales.

Las especies que son compartidas entre Ecoguardas-Parque San Nicolás Totolapan son especies asociadas a los bosques del sur de la ciudad como los insectívoros de tronco *Melanerpes formicivorus*, *Sitta carolinensis*, *Sitta pygmaea* y especies que son insectívoras de follaje residentes como; *Cardellina rubra*, *Regulus sátrapa*, *Myoborus miniatus* y *Peucedramus taeniatus*.

Esta agrupación en tres pares de áreas verdes podría indicar que en realidad existen tres comunidades de aves de acuerdo con el grado de urbanización, esto es, hay una comunidad de aves para sitios urbanos, otra para sitios suburbanos, y existe otra para sitios periurbanos. Algo similar encontró MacGregor-Fors *et al.* (2011), que encuentran tres tipos de comunidades de aves diferentes conforme la urbanización aumenta.

### *Análisis multivariados de la diversidad*

El análisis de similitud (ANOSIM) confirmó estadísticamente lo que ya había mostrado el cluster con el índice de Bray-Curtis, que las comunidades de aves son diferentes.

El porcentaje de similitud (SIMPER) indicó a su vez que las especies que hacen la diferencia en la similitud entre comunidades son en su mayoría especies asociadas con ambientes urbanos que a su vez mantienen abundancias mayores en comparación con las especies abundantes de ambientes naturales.

El análisis de redundancia revela que hay tres variables que explicaron mejor la abundancia de las aves el área (tamaño de área verde), la presencia de vegetación de ambientes urbanos y la vegetación nativa. Por ejemplo, hay varias especies que están relacionadas con la vegetación nativa como son *Euphonia elegantissima*, *Pipilo maculatus* y *Melanerpes formicivorus*. La vegetación urbana refleja una alta significancia, esto sugiere que, la presencia de ciertas especies vegetales se relaciona con la presencia de aves “típicas urbanas”.

Las variables que explicaron la distribución de las especies de aves fueron tres; la cobertura de especies de vegetación urbana, especies de vegetación nativa y el tamaño de área. Esto coincide con lo que se ha encontrado en estudios como el de Sandstrom y colaboradores (2006), quienes reportaron que la vegetación urbana podría mantener cierta diversidad de aves y que la vegetación nativa se correlacionaba con una mayor cantidad de pájaros carpinteros (Picidae).

Otro estudio que reportó algo similar es el de Castro-Pena y colaboradores (2017), encontraron que una mayor cobertura de la vegetación ayuda a mantener la diversidad de aves en ambientes urbanos.

### *Grupos funcionales de aves*

Los resultados sugieren que existen tres grupos funcionales de aves que son beneficiados por la urbanización, por ejemplo, los omnívoros, granívoros y los insectívoros de follaje-migratorios, y tres grupos funcionales que se ven desfavorecidos por la urbanización como los insectívoros-frugívoros, los insectívoros de follaje residentes y los insectívoros de tronco. Esto se puede explicar por la hipótesis del filtro ambiental (Zobel 1997), que esencialmente considera a la urbanización como un filtro ambiental. Esta hipótesis consta de que ante una perturbación hay especies especialistas que se ven perjudicadas y las especies generalistas se ven favorecidas (Weiher y Keddy 2001).

La menor diversidad funcional en ambientes urbanizados ha sido reportada en otros trabajos como en la ciudad de Viena, donde encontraron que la riqueza funcional y la divergencia funcional (Fdiv) fue mayor conforme aumentaba el tamaño del parque y que el porcentaje de área construida tuvo un efecto negativo en la riqueza de especies y en la Fdiv (Schütz y Schulze 2015). Otra ciudad en la que se halló el mismo resultado fue en Belo-Horizonte, Brasil, donde concluyeron que el paisaje urbano favorece la presencia de pocos grupos funcionales (Castro-Pena *et al.* 2017). Igualmente, en algunas ciudades de Chile que los grupos funcionales más favorecidos fueron los omnívoros y los granívoros (Silva *et al.* 2016).

Croci y colaboradores (2008), encontraron que, a escala regional, la urbanización actúa como un filtro ambiental, de tal manera que solo permite la presencia de especies cuyos rasgos funcionales sean omnívoros, presentan envergaduras grandes y ponen mayor energía en la reproducción, lo que coincide con los resultados de este estudio, porque los omnívoros y granívoros fueron los grupos funcionales mejor representados en las áreas verdes monitoreadas.

La mayor riqueza funcional se encontró en Bosque de Nativitas, lo que se puede explicar porque en estos sitios se mezclan aves con rasgos funcionales “urbanos”, e igualmente se presentan aves con rasgos funcionales “naturales”, además de que las características del área circundante a esta área verde permiten un mosaico que es utilizado por gran cantidad de aves con distintos rasgos funcionales. Por otra parte, la menor equidad funcional en ese mismo sitio sugiere que las abundancias de los grupos funcionales son muy diferentes entre ellas.

En Ecoguardas se presenta una mayor equidad funcional, lo que sugiere que las abundancias de todos los grupos funcionales no son igualmente equitativas. La divergencia en el Parque de los Venados tiene que ver con que los grupos que mayormente dominan son los omnívoros y los granívoros. Por el contrario, la menor divergencia funcional se da en PSNT, lo cual se explica porque hay menos especies que son dominantes.

Otro estudio evaluó la diversidad funcional a través de diferentes sitios con diferente uso de suelo (Luck *et al.* 2013) y descubrió que los índices Equitatividad Funcional (Feve), Dispersión Funcional (Fdis) y Divergencia Funcional (Fdiv)

responden de manera diferente a lo esperado, disminuyendo los valores para estos índices conforme se va de tierra muy modificada a ambientes más “naturales”. Este mismo patrón se encontró en este estudio con los índices Fric y Fdiv, ya que se notó esa misma tendencia a valores más bajos en las áreas naturales y valores mayores en las urbanizadas.

El hecho de haber encontrado una abundancia mayor de insectívoros de tronco, nectarívoros e insectívoros de follaje residentes en áreas naturales, apoya la hipótesis del filtro ambiental, porque estos grupos funcionales poseen ciertos rasgos funcionales que no permiten pasar la barrera urbana (Zobel 1997).

## CONCLUSIONES

La lista de aves se considera razonablemente completa, considerando la curva de acumulación de especies, y también por lo mencionado por Gómez de Silva y Medellín (2001) a nivel de familias y géneros, y también de acuerdo con los estimadores de riqueza (Jackknife y Chao1).

Ecoguardas fue el sitio con mayor riqueza de especies de aves, por el contrario, el Parque de los Venados fue el sitio con menor riqueza.

Los sitios periurbanos sostienen una mayor riqueza que las áreas urbanas.

Las áreas verdes urbanas pueden sostener niveles similares de riqueza que áreas naturales adyacentes.

Si hay diferencia en el ensamblaje de las especies para cada uno de los parques.

Los parques se agrupan en tres subgrupos: dos áreas periurbanas (PSNT y Ecoguardas), dos áreas suburbanas (Bosque de Nativitas y Viveros de Coyoacán) y dos áreas urbanas (Parque de los Venados y Bosque de Chapultepec).

Las especies que contribuyen a la diferencia en la riqueza y abundancia en las comunidades son principalmente *Quiscalus mexicanus*, *Turdus rufopalliatu*s, *Haemorhous mexicanus*, *Setophaga coronata* y *Passer domesticus*.

El tamaño del área y el tipo de vegetación son los factores que mayormente explicaron la riqueza y abundancia de las aves.

Se halló una mayor abundancia de omnívoros, granívoros e insectívoros de follaje migratorio en la ciudad y mayor abundancia de nectarívoros, insectívoros de tronco e insectívoros de follaje residentes en los ambientes naturales.

La riqueza funcional fue mayor en uno de los parques que están dentro de la mancha urbana (BosNat), esto probablemente se debe a que cerca del sitio hay cuerpos de agua y un mosaico de diferentes hábitats.

La divergencia fue mayor en el parque con mayor grado de urbanización (ParVen). Esto es por el contraste entre los tres grupos dominantes.

El índice de equidad funcional fue mayor en Ecoguardas, que es también el área con mayor riqueza. Es el sitio periurbano que mantiene vegetación natural, lo que permite que tanto especies urbanas como de ambientes naturales estén representados por varias especies.

La urbanización actúa como un filtro ambiental para los granívoros, omnívoros e insectívoros de follaje migratorios y favorece la presencia de los nectarívoros, insectívoros de corteza y los insectívoros de follaje residentes.



## RECOMENDACIONES

Varios estudios han aportado evidencia sobre los factores que promueven la ocurrencia de aves en áreas urbanas, estos factores son: 1) proveer recursos alimenticios adicionales (no se confunda con dar alimento a las palomas), ejemplo, poner bebederos para colibríes (Gaston *et al.* 2007, Evans *et al.* 2009); 2) mejorar la probabilidad de reproducción con cajas nido (Gaston *et al.* 2007), 3) aumentar la estructura de la vegetación (Böhning-Gaese 1997, Chace y Walsh 2004, Evans *et al.* 2009), 4) plantar especies vegetales nativas (Chace y Walsh 2004, Daniel y Kirkpatrick 2006, Burghardt *et al.* 2009) 5) aumentar la conectividad entre áreas verdes urbanas (Marzluff y Ewing 2001, Fernández-Juricic 2004). Esas son las recomendaciones que dan algunos autores.

## LITERATURA CITADA

American Ornithologists' Union. (1983). Check-list of North American Birds, 6th ed.

American Ornithologists' Union, Washington, D.C.

Arizmendi, M. D. C., Espinoza, A., y Ornelas, J. F. (1994). Las aves del Pedregal de San Ángel. A. Rojo (comp.). *Reserva Ecológica "El Pedregal de San Ángel": ecología, historia natural y manejo*. UNAM. México, 239-260.

Blair, R. B. (1996). Land use and avian species diversity along an urban gradient.

*Ecological Applications*, 6(2), 506-519.

Blair, R.B. y Johnson E.M. (2008). Suburban habitats and their role for birds in the urban-rural habitat network: Points of local invasion and extinction? *Landscape Ecolog*, 23 (10), 1157-1169.

Braak, C. J. F., y Šmilauer, P. (2012). CANOCO reference manual and user's guide: Software for ordination (version 5.0). Biometris.

Brower, J. E., y Zar, J. H. (1984). Community similarity. *Field & Laboratory for General Ecology*. Dubuque: Win C. Brown Publishers, 161-164.

Böhning-Gaese, K.(1997). Determinants of avian species richness at different spatial scales. *Journal of Biogeographic* 24 (1),49-60.

Burghardt, K.T., Tallamy, D.W., Shriver, W.G. (2009). Impact of native plants on bird and butterfly biodiversity in suburban landscapes. *Conservation Biological*. 23 (1), 219-224.

Castro Pena, J. C., Martello, F., Ribeiro, M. C., Armitage, R. A., Young, R. J., y Rodrigues, M. (2017). Street trees reduce the negative effects of urbanization on birds. *PloS one*, 12(3), 1-19.

- Carbó-Ramírez, P., y Zuria, I. (2011). The value of small urban greenspaces for birds in a Mexican city. *Landscape and Urban Planning*, 100 (3), 213-222.
- Chace, J.F. y Walsh., J.J., (2004).Urban effects on native avifauna:a review. *Landscape Urban Planning*.74 (1),46-69.
- Charre, G. M. (2009). Importancia del alimento y de la estructura de la vegetación en la distribución de aves insectívoras en áreas verdes de la ciudad de México. Tesis maestría. Universidad Autónoma Metropolitana. Unidad Iztapalapa. México D.F. 76pp.
- Clarke, K. R., y Warwick, R. M. (2001). Change in marine communities. An approach to statistical analysis and interpretation. 2, 117-143 *2nd Edition (PRIMER-E Ltd: Plymouth, United Kingdom.)*.
- Clergeau, P., Jokimaki, J., y Savard J.P.L, (2001). Are urban bird communities influenced by the bird diversity of adjacent landscapes? *Journal of Applied Ecology*, 38 (5), 1122-1134.
- Clough, Y., Putra, D. D., Pitopang, R., y Tschardtke, T. (2009). Local and landscape factors determine functional bird diversity in Indonesian cacao agroforestry. *Biological Conservation*, 142 (5), 1032-1041.
- Croci, S., Butet, A., y Clergeau, P. (2008). Does urbanization filter birds on the basis of their biological traits. *The Condor*, 110 (2), 223-240.
- Crooks, K. R., Suarez A. V., y Bolger D. T. (2004). Avian assemblage along a gradient of urbanization in a highly fragmented landscape. *Biological Conservation*, 115 (3), 451-462.
- Colwell, R. K. (2009). EstimateS: statistical estimation of species richness and shared species from samples. Versión 8.2. Department of Ecology and Evolutionary Biology, University of Connecticut, U.S.A. Users guide and application.

- Colwell, R. K. y Codington, J. A. (1994). Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical transactions of the royal society of London Series B*, 345 (1311), 101-118.
- Connell, J. H. (1978). Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*, 199 (4335), 1302–1309.
- Conole, L. E., y Kirkpatrick, J. B. (2011). Functional and spatial differentiation of urban bird assemblages at the landscape scale. *Landscape and Urban Planning*, 100(1-2), 11-23.
- Corcuera, P. M. D. R. y Butterfield J. E. L. (1999). Bird communities of dry forests and oak woodland of western. México. *Ibis*, 141(2), 240-255.
- Córdova-Tapia, F., y Zambrano, L. (2015). La diversidad funcional en la ecología de comunidades. *Revista Ecosistemas*, 24(3), 78-87.
- Daniels, G.D., y Kirkpatrick, J.B. (2006). Does variation in garden characteristics influence the conservation of birds in suburbia? *Biological Conservation*, 133(3),326-335.
- Dearborn, D. C., y Kark, S. (2010). Motivations for conserving urban biodiversity. *Conservation Biology*, 24(2), 432-440.
- De Silva, H. G., y Medellín, R. A. (2001). Evaluating completeness of species lists for conservation and macroecology: A case study of Mexican land birds. *Conservation Biology*, 15(5), 1384-1395.
- Devictor, V., Julliard, R., Clavel, J., Jiguet, F., Lee, A., y Couvet, D. (2008). Functional biotic homogenization of bird communities in disturbed landscapes. *Global Ecology and Biogeography*, 17(2), 252-261.
- Ding, Z., Feeley, K. J., Wang, Y., Pakeman, R. J., y Ding, P. (2013). Patterns of bird functional diversity on land-bridge island fragments. *Journal of Animal Ecology*, 82(4), 781-790.

- Donnelly, R., y Marzluff, J. M. (2004). Importance of reserve size and landscape context to urban bird conservation. *Conservation Biology*, 18(3), 733-745.
- Evans, K.L., Newson, S.E., y Gaston, K.J., (2009). Habitat influences on urban avian assemblages. *Ibis*, 151(1), 19–39.
- Fernández-Juricic, E., Jokimäki, J., (2001). A habitat island approach to conserving birds in urban landscapes: Case studies from southern and northern Europe. *Biodiversity y Conservation*. 10 (12), 2023-2043.
- Franz, I., Cappelatti, L., y Barros, M. P. (2010). Bird community in a forest patch isolated by the urban matrix at the Sinos River basin, Rio Grande do Sul state, Brazil, with comments on the possible local defaunation. *Brazilian journal of Biology*, 70 (4), 1137-1148.
- Gaston, K. J., Fuller, R. A., Loram, A., MacDonald, C., Power, S., y Dempsey, N. (2007). Urban domestic gardens (XI): variation in urban wildlife gardening in the United Kingdom. *Biodiversity and conservation*, 16(11), 3227-3238.
- González-García, F., y H. Gómez de Silva. (2003). Especies endémicas: riqueza, patrones de distribución y retos para su conservación. Conservación de aves: experiencias en México. p. 150-194. Gómez de Silva, H., A. Oliveras de Ita. (editores). CIPAMEX/CONABIO/NFWF. México, DF, 150-194.
- González-Oreja, J.A., Bonache-Regidor, C., Buzo-Franco, D., de la Fuente-Díaz Ordaz, A.A., Hernández-Satín, L., (2007). Caracterización ecológica de la avifauna de los parques urbanos de la Ciudad de Puebla (México) *Ardeola*, 54 (1), 53–67.
- González-Palomares, G. (2014). Diversidad de aves en el Parque Estatal El Texcal (PEET) Morelos, México. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma del Estado de Morelos. Cuernavaca, Morelos. Pag. 57.
- Hammer, Ø., Harper, D. A. T., y Ryan, P. D. (2008). PAST-palaeontological statistics, ver. 3.19. *Paleontological Museum, University of Oslo, Noruega*.

- Hill, M. O. (1973). Diversity and evenness: A unifying notation and its consequences. *Ecology*, 54 (2),427–432.
- Howell, S. N. G., y Webb S. (1995). A guide to the birds of Mexico and northern Central America. Oxford University Press. E.U.A.
- Hutto, R. L., Pletschet, S. M., y Hendricks,P. (1986). A fixed-radius point count method for nonbreeding and breeding season use. *The Auk*, 593-602.
- Inzunza, E. R., y Rodríguez, S. H. A. (2010). La avifauna urbana del parque ecológico Macuiltépetl en Xalapa, Veracruz, México. *Ornitología Neotropical*, 21, 87-103.
- Jost, L. (2006). Entropy and diversity. *Oikos* 113:363-375.
- Jost, L. (2007). Partitioning diversity into independent alpha and beta components. *Ecology*, 88 (10), 2427–2439.
- Leveau, L. M., y Leveau, C. M. (2004). Comunidades de aves en un gradiente urbano de la ciudad de Mar del Plata, Argentina. *El hornero*, 19(1), 13-21.
- Lepczyk, C. A., Flather, C. H., Radloff, V. C., Pidgeon, A. M., Hammer, R.B., y Liu, J. (2008). Human impacts on regional avian diversity and abundance. *Conservation Biological*, 22 (2).405-416.
- Lopez-Ordoñez J.P., Stiles F.G. y Parra-Vergara J.L. (2016). Protocolo para la medición de rasgos funcionales en aves. Pp 80-126. En: Salgado-Negret, B. (ed). La ecología funcional como aproximación al estudio, manejo y conservación de la biodiversidad: protocolos y aplicaciones. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander Von Humboldt. Bogotá, D. C. Colombia. 236 pp.
- Luck, G. W., Carter, A., y Smallbone, L. (2013). Changes in bird functional diversity across multiple land uses: interpretations of functional redundancy depend on functional group identity. *PloS one*, 8(5), e63671.

- MacGregor-Fors, I. (2008). Relation between habitat attributes and bird richness in a western Mexico suburb. *Landscape and urban planning*, 84(1), 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., Morales - Pérez, L., y Schondube, J. E. (2011). Does size really matter? Species–area relationships in human settlements. *Diversity and Distributions*, 17(1), 112-121.
- Marzluff, J.M. y Ewing, K. (2001). Restoration of fragmented landscapes for the conservation of birds: a general framework and specific recommendations for urbanizing landscapes. *Restoration Ecology*. 9 (3), 280-292.
- Marzluff J.M., Bowman R., y Donnelly R.E. (2001). A historical perspective on urban bird research: trends, terms, and approaches. *In Avian ecology and conservation in an urbanizing world* (pp. 1-17). Springer, Boston, MA.
- Magurran, A. E. (2013). Measuring biological diversity. John Wiley y Sons.
- Mason, N.W.H., MacGillivray, K. Steel, J.B.; y Wilson, J.B. (2003). An index of functional diversity. *Journal of Vegetation Science*, 14(4), 571-578.
- Mason, N.W.H., Mouillot, D., Lee, W.G., Wilson, B. (2005). Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos*, 111 (1), 112-118.
- Mason, N. W., Richardson, S. J., Peltzer, D. A., de Bello, F., Wardle, D. A., y Allen, R. B. (2012). Changes in coexistence mechanisms along a long-term soil chronosequence revealed by functional trait diversity. *Journal of Ecology*, 100(3), 678-689.
- Mason, N. W., y de Bello, F. (2013). Functional diversity: a tool for answering challenging ecological questions. *Journal of Vegetation Science*, 24(5), 777-780.

- McKinney, M. L. (2008). Effects of urbanization on species richness: a review of plants and animals. *Urban ecosystems*, 11 (2), 161-176.
- Meléndez, H.A., R. G. Wilson, Gómez de Silva H. y P. Ramírez. (2013). Aves del Distrito Federal. Una lista anotada. Universidad Autónoma Metropolitana (UAM). D.F. México.
- Montaña, C., y Ezcurra, E. (1980). Simple instrument for quick measurement of crown projections. *Journal of Forestry*, 78(11), 699-699.
- Murgui, E., y Hedblom, M. (Eds.). (2017). Ecology and conservation of birds in urban environments. Cham: Springer.
- National Geographic Society. (1999). Field Guide to the birds of North America. 3ª edición. National Geographic Society. E.U.A..
- Nocedal, J. (1987). Las Comunidades de pájaros y su relación con la urbanización en la Ciudad de México. En: Aportes a la Ecología Urbana de la Ciudad de México (Rapoport, E. H. y López-Moreno, I. R., eds), Editorial Limusa, México, D.F., pp. 73–93.
- Olmo-Linares G. del. Roldan-Velasco (2013). Aves comunes de la Ciudad de Mexico. Conabio/Bruja de Monte.
- 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 (3), 189-195.
- Ortega-Álvarez R., y MacGregor-Fors I. (2011). Spreading the Word: The ecology of urban birds outside the United States, Canada, and western Europe. *The Auk*, 128(2), 415-418.
- Palmer, M. W. (1990). The estimation of species richness by extrapolation. *Ecology*, 71 (3), 1195-1198.



- Palmer, G. C., Fitzsimons, J. A., Antos, M. J., y White, J. G. (2008). Determinants of native avian richness in suburban remnant vegetation: implications for conservation planning. *Biological Conservation*, 141 (9), 2329-2341.
- Pellissier, V., Cohen, M., Boulay, A., y Clergeau, P. (2012). Birds are also sensitive to landscape composition and configuration within the city centre. *Landscape and Urban Planning*, 104 (2) 181-188.
- Petchey, O.L. y Gaston, K.J. (2006) Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology Letters*, 9 (6) 741-758.
- Petchey, O. L., K. L. Evans, I. S. Fishburn, y K. J. Gaston. (2007). Low functional diversity and no redundancy in British avian assemblages. *Journal of Animal Ecology* 76 (5), 977-985.
- Peterson, T., R. Chalif. (1989). Guía de aves de México. Diana. México
- Pineda-López, R., López-González, C. y Balderas-Aguilar, P. (2009). Aves de las áreas naturales protegidas cercanas a la ciudad de Querétaro. *Extensión Nuevos Tiempos* 14, 6–11.
- Pla, L. (2006). Biodiversidad: Inferencia basada en el índice de Shannon y la riqueza. *Interciencia*, 31(8), 583-590.
- Porter, E. E., Forschner, B. R., y Blair, R. B. (2001). Woody vegetation and canopy fragmentation along a forest-to-urban gradient. *Urban Ecosystems*, 5(2), 131-151.
- Puga-Caballero, A., MacGregor-Fors, I., y Ortega-Álvarez, R. (2014). Birds at the urban fringe: avian community shifts in different peri-urban ecotones of a megacity. *Ecological research*, 29 (4), 619-628.
- Rapport, D.J., (1999). Perspectives on ecological integrity. *Environmental Value* (8),116-118.

- Ralph, C.J., Geupel, G.R., Pyle, P., Martin, T.E., DeSante, D.F. y Milá, B. (1996). Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres. General Technical Report psw-gtr-159. Pacific Southwest Research Station. Albany, EUA. 46 p, 159.
- Ramírez-Albores, J. E. (2008). Comunidad de aves de la Facultad de Estudios Superiores Zaragoza campus II, UNAM, Ciudad de México. *Huitzil*, 9 (2), 12-19.
- Rosenfeld, J.S. (2002). Functional redundancy in ecology and conservation. *Oikos* 98 (1), 156-162.
- Sandström, U. G., Angelstam, P., y Mikusiński, G. (2006). Ecological diversity of birds in relation to the structure of urban green space. *Landscape and urban planning*, 77(1-2), 39-53.
- Sekercioglu, C. H. (2012). Bird functional diversity and ecosystem services in tropical forests, agroforests and agricultural areas. *Journal of Ornithology*, 153 (1) 153-161.
- SEMARNAT (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*.
- Schütz, C., y Schulze, C. H. (2015). Functional diversity of urban bird communities: effects of landscape composition, green space area and vegetation cover. *Ecology and Evolution*, 5(22), 5230-5239.
- Shochat E., Warren P.S., Faeth S.H., McIntyre N.E., y Hope. D. (2006). From patterns to emerging processes in mechanistic urban ecology. *Trends in Ecology y Evolution*, 21 (4), 186–191.
- Schondube J.E., Chávez-Zichinelli C., Lindig-Cisneros R., López-Muñoz E.C., MacGregor-Fors I., Maya-Elizarrarás E., Morales-Pérez L., Salaverria C., Quesada-Lara J., Tapia-Harris C. (2018). Aves en paisajes modificados por

- actividades humanas. En Ramírez-Bautista, A. y R. Pineda-López (Eds.). 2018. Ecología y Conservación de Fauna en Ambientes Antropizados. REFAMA-CONACyT-UAQ. Querétaro. México. Pag 1-30. 403 páginas.
- Sibley, D. (2003). Sibley field guide to birds of eastern North America. Alfred A. Knopf.
- Silva, C. P., Sepúlveda, R. D., y Barbosa, O. (2016). Nonrandom filtering effect on birds: species and guilds response to urbanization. *Ecology and evolution*, 6(11), 3711-3720.
- Simon, D. (2007). "Urban Environments: issues on the peri-urbanfringe." *Annual review of environment and resources* 33. pp. 167-85. doi: 10.1146/annurev.environ.33.021407.093240.
- Suarez-Rubio, M., y Thomlinson, J. R. (2009). Landscape and patch-level factors influence bird communities in an urbanized tropical island. *Biological Conservation*, 142 (7), 1311-1321.
- Tuomisto, H. (2011). Commentary: do we have a consistent terminology for species diversity? Yes, if we choose to use it. *Oecologia*, 167 (4), 903-911.
- Varona, D. E. (2001). Avifauna de áreas verdes urbanas del norte de la Ciudad de México. Tesis de maestría, Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F.
- Vélez Restrepo, L. A. (2009). Del parque urbano al parque sostenible: Bases conceptuales y analíticas para la evaluación de la sustentabilidad de parques urbanos. *Revista de Geografía Norte Grande*, (43), 31-49.
- Villéger, S., Mason, N.W.H., y Mouillot, D. (2008). New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology* 89 (8) 2290-2301.
- Violle, C., Navas, M. L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I., y Garnier, E. (2007). Let the concept of trait be functionall. *Oikos*, 116 (5), 882-892.

- Weiher, E., y Keddy, P. (Eds.). (2001). *Ecological assembly rules: perspectives, advances, retreats*. Cambridge University Press.
- White, J. G., Antos, M. J., Fitzsimons, J. A., y Palmer, G. C. (2005). Non-uniform bird assemblages in urban environments: the influence of streets cape vegetation. *Landscape and urban planning*, 71(2), 123-135.
- Zhou, D., y Chu, L. M. (2012). How would size, age, human disturbance, and vegetation structure affect bird communities of urban parks in different seasons? *Journal of Ornithology*, 153 (4), 1101-1112.
- Zobel, M. (1997). The relative role of species pools in determining plant species richness. An alternative explanation of species coexistence? *Trends in Ecology and Evolution* 12:266-269.
- Zuria, I., Bravo-Cadena, J. y Caballero-Quiroz, H. (2009). Guía de Aves del Parque Ecológico Cubitos Pachuca Hidalgo. UAEH, Pachuca, México.

## ANEXO 1

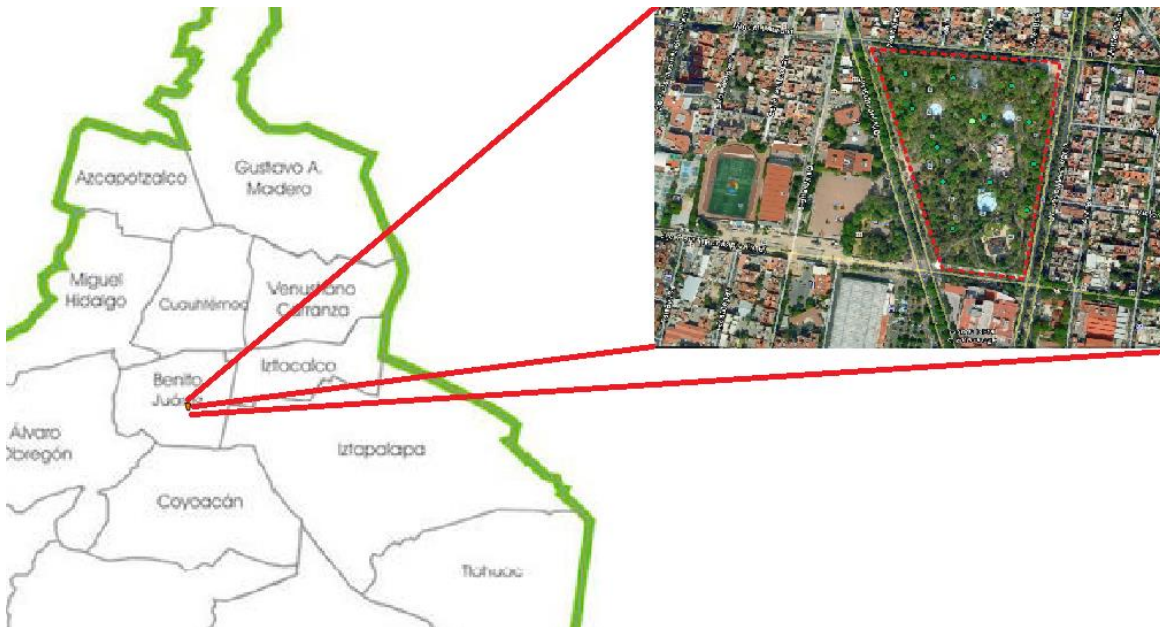
Fichas técnicas de cada sitio de estudio.

Este anexo se concentra en las características de cada área verde.

### ÁREAS VERDES URBANAS

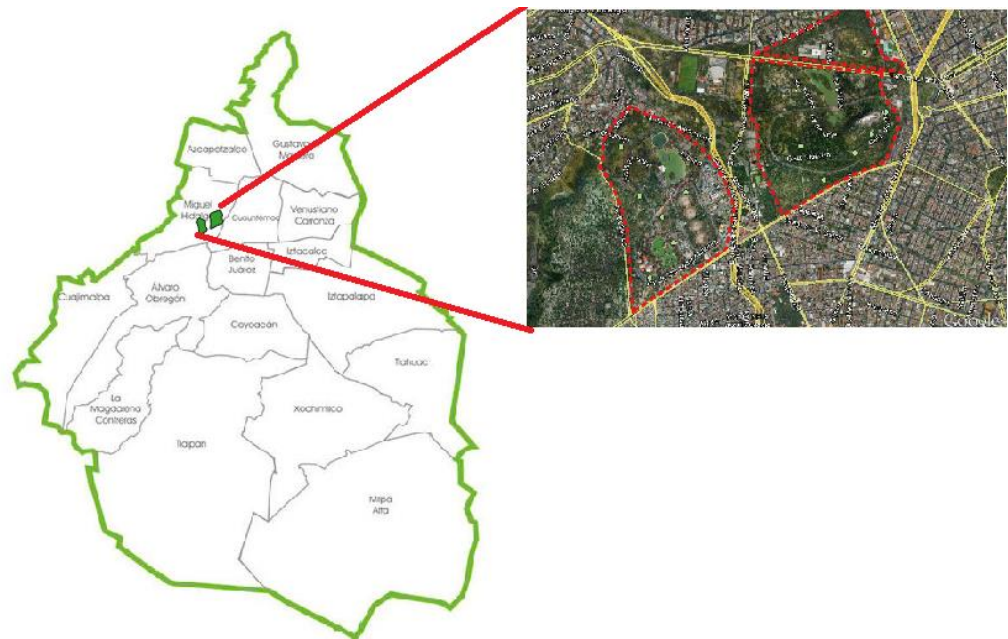
Un área verde urbana se encuentra en una región urbanizada y que sirve para la recreación y esparcimiento (Vélez-Restrepo 2009).

1) PARQUE DE LOS VENADOS*	
Superficie	9.5 hectáreas
Ubicación	Cercano al centro de la ciudad (Delegación Benito Juárez)
Vegetación	Heterogénea con 39 especies
Altitud	2150 msnm
Problemática	Es un parque recreativo que recibe muchos visitantes y está inmerso totalmente en la mancha urbana



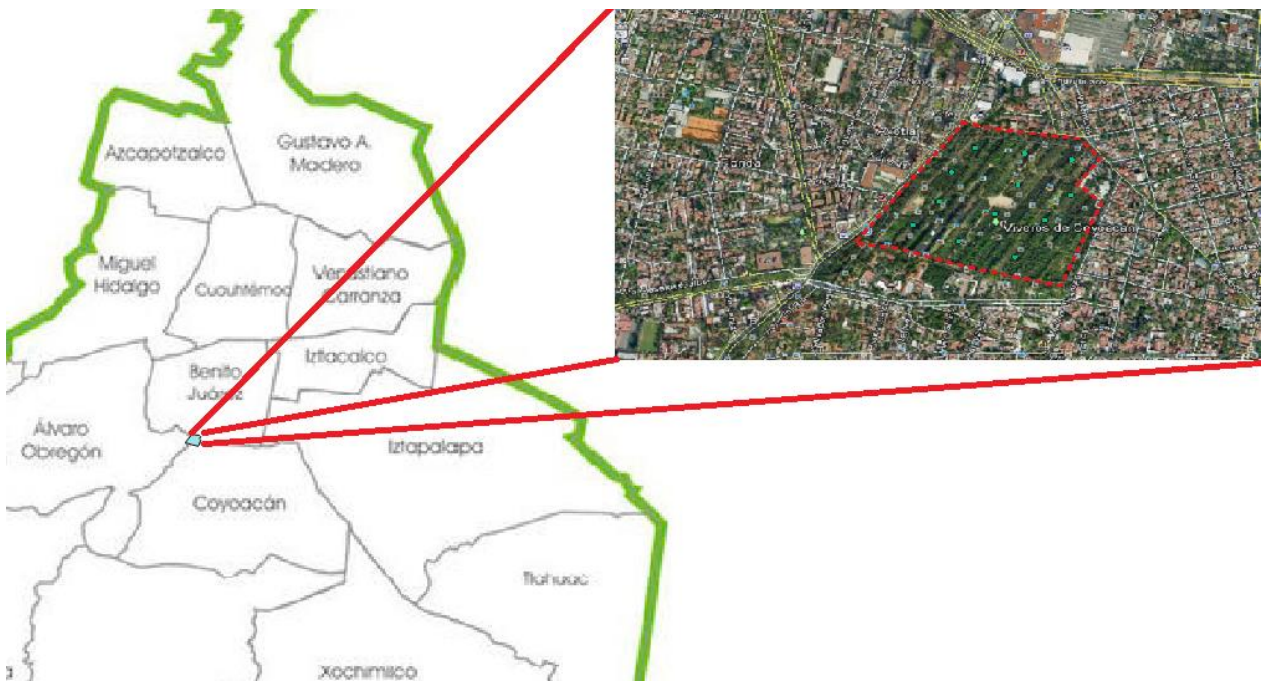
**Figura 1.** Ubicación del Parque de los Venados y distribución de los puntos de conteo.

2) BOSQUE DE CHAPULTEPEC	
Superficie	460.2 hectáreas
Ubicación	Al centro de la ciudad (Delegación Miguel Hidalgo).
Vegetación	Heterogénea compuesta por 42 especies vegetales.
Altitud	2,250 msnm
Problemática	Está inmerso en la mancha urbana, recibe muchos visitantes.



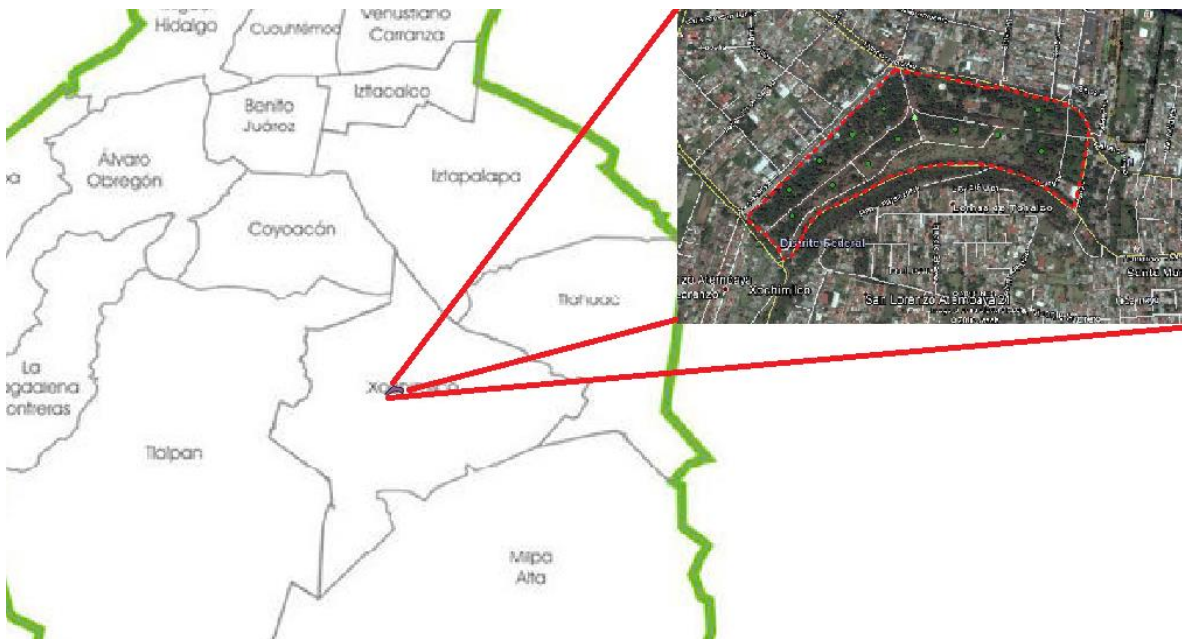
**Figura 2.** Ubicación del Bosque de Chapultepec y distribución de los puntos de conteo.

3) VIVEROS DE COYOACÁN*	
Superficie	29 hectáreas
Ubicación	Delegación Coyoacán.
Vegetación	Heterogénea (por la misma condición que tiene de vivero).
Altitud	2,240 msnm
Problemática	Ninguna aparentemente, solo la gran cantidad de gente que lo visita.



**Figura 3.** Ubicación de Viveros de Coyoacán y distribución de los puntos de conteo.

4) BOSQUE DE NATIVITAS*	
Superficie	21 hectáreas
Ubicación	Al sur de la Ciudad (Delegación Xochimilco).
Vegetación	Homogénea dominada principalmente por Eucaliptos.
Altitud	2,200 msnm
Problemática	El ruido urbano es intenso, esto producto de las dos vialidades que lo rodean.



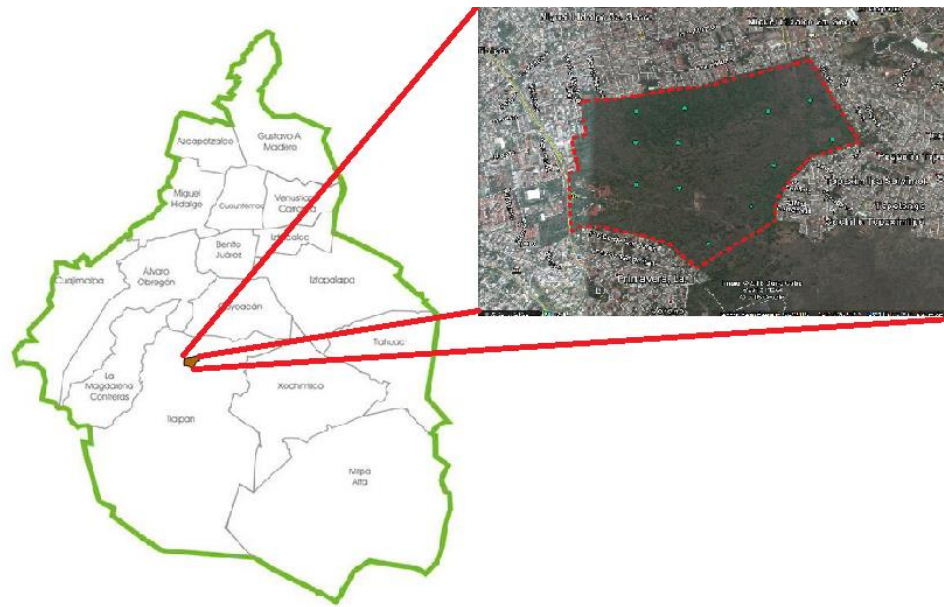
**Figura 4.** Ubicación del Bosque de Nativitas y distribución de los puntos de conteo.



## ÁREAS VERDES PERIURBANAS

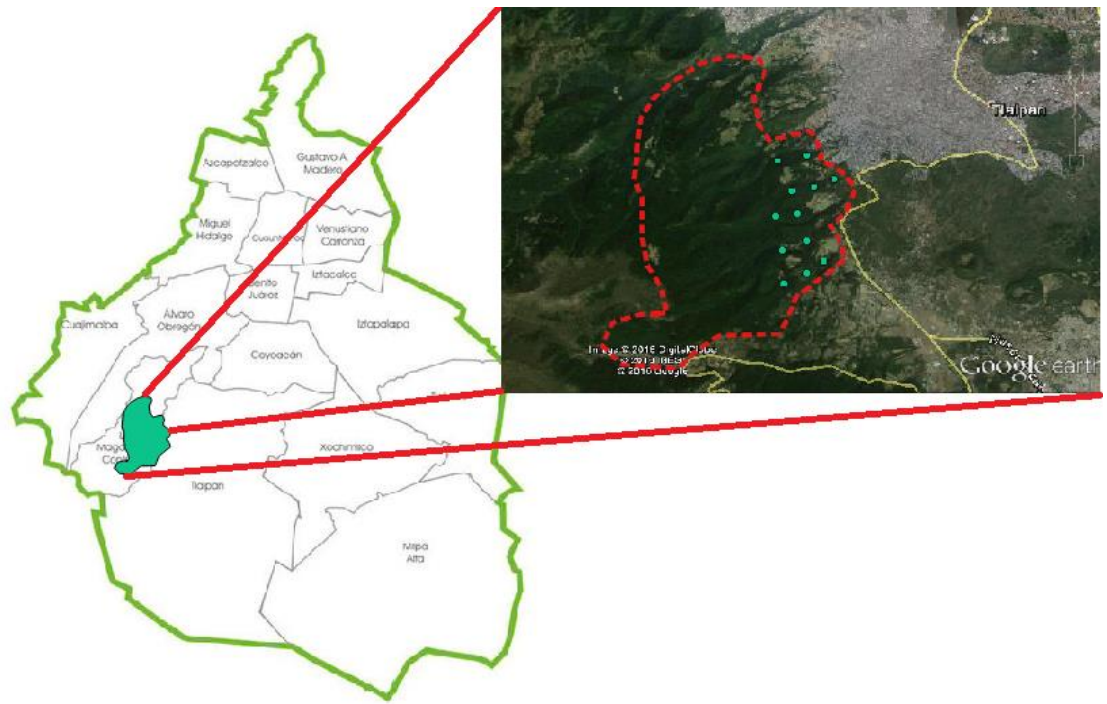
De acuerdo a MacGregor-Fors (2008), las áreas verdes periurbanas se definen como la interacción geográfica entre las zonas urbanas y las áreas rurales adyacentes. También, Houston (2005) menciona que son aquellos distritos rurales dentro del dominio de influencia de los centros urbanos; es decir, comprende las zonas de transición entre la frontera de las nuevas áreas urbanas y el límite externo de la franja rural. Otra definición para periurbano es la de Simon (2008) quien lo define como la zona de transición o interacción entre zonas urbanas y rurales usualmente en contexto de los países en crecimiento. Los dos siguientes parques encajan en estas definiciones.

5) PARQUE ECOGUARDAS*	
Superficie	133 hectáreas
Ubicación	Al sur de la ciudad (Delegación Tlalpan).
Vegetación	Matorral xerófilo <i>Buddleia cordata</i> (tepozán), <i>Buddleia parviflora</i> (tepozancillo), <i>Dodonaea viscosa</i> (chapulixtle), <i>Pittocaulonpraecox</i> (palo loco). También existe bosque de encinos y pinos.
Altitud	2300 a2550 msnm
Problemática	La mancha urbana está rodeando este parque.



**Figura 5.** Ubicación del Parque Ecológico Ecoguardas (PEE) y distribución de los puntos de conteo.

6) PARQUE EJIDAL SAN NICOLAS TOTOLAPAN*	
Superficie	2,094 hectáreas
Ubicación	Al suroeste de la ciudad a 10 Km de la mancha urbana (Delegación Tlalpan).
Vegetación	Compuesta por bosques de <i>Pinus hartwegii</i> , <i>Abies religiosa</i> (oyamel) y zacatonal subalpino.
Altitud	2,350 a 3,100 msnm
Problemática	La mancha urbana está invadiendo al parque.



**Figura 6.** Ubicación del Parque San Nicolás Totolapan (PSNT) y Distribución de los puntos de conteo.

## APÉNDICE 1

Lista de especies observadas en seis parques de la Ciudad de México durante el periodo marzo-febrero del 2017.

ESTACIONALIDAD: Residente Permanente (RP); Residente de verano (RV); Residente de Invierno (RI) Accidentales (Ac) y Transitorias (Tr) Ocasionales (O).

ESTATUS DE CONSERVACIÓN: Protección especial (Pr).

ENDEMISMO: Endémico a México (E) Cuasiendémica (CE) y Semiendémica (SE).

Las especies marcadas con \* fueron vistas dentro de las zonas de estudio, pero no dentro de los puntos de conteo.

Orden	Especie	Estacionalidad	Endemismo	NOM
	FAMILIA			
<b>Columbiformes</b>	<b>Columbidae</b>			
	<i>Zenaida macroura</i>	RP		
	<i>Columbina inca</i>	RP		
	<i>Columba livia</i>	RP		
<b>Caprimulgiformes</b>	<b>Caprimulgidae</b>			
	<i>Antrostomus arizonae</i>	RP		
<b>Apodiformes</b>	<b>Trochilidae</b>			
	<i>Amazilia beryllina</i>	RP		
	<i>Atthis heloisa</i>	O	End	
	<i>Cynanthus latirostris</i>	RP	SE	

	<i>Colibri thalassinus</i>	RI		
	<i>Eugenes fulgens</i>	RP		
	<i>Hylocharis leucotis</i>	RP		
	<i>Selasphorus rufus</i>	RI		
<b>Catharthiformes</b>	<b>Cathartidae</b>			
	<i>Cathartes aura</i>	RP		
<b>Accipitriformes</b>	<b>Pandionidae</b>			
	<i>Pandion heliatus</i>	RP		
	<b>Accipitridae</b>			
	<i>Accipiter striatus</i>	RI		Pr
	<i>Buteo jamaicensis</i>	RI		
	<i>Buteo platypterus</i>	RI		Pr
	<i>Parabuteo unicinctus</i>	RP		Pr
<b>Strigiformes</b>	<b>Strigidae</b>			
	<i>Glaucidium gnoma</i>	RP		
<b>Piciformes</b>	<b>Picidae</b>			
	<i>Colaptes auratus</i>	RP		
	<i>Melanerpes formicivorus</i>	RP		
	<i>Dryobates scalaris</i>	RP		
	<i>Leuconotipicus villosus</i>	RI		
	<i>Leuconotipicus stricklandi*</i>	RP	End	A
<b>Falconiformes</b>	<b>Falconidae</b>			
	<i>Falco sparverius</i>	RI		

**Passeriformes****Tyrannidae**

<i>Camptostoma imberbe</i>	RP	
<i>Contopus pertinax</i>	RP	
<i>Contopus sordilus</i>	RP	
<i>Empidonax fulvifrons</i>	RP	
<i>Empidonax hammondii</i>	RI	
<i>Empidonax minimus</i>	RI	
<i>Empidonax oberholseri</i>	RI	SE
<i>Mitrephanes phaeocercus</i>	RP	
<i>Pyrocephalus rubinus</i>	RP	
<i>Sayornis nigricans</i> *	RP	
<i>Sayornis phoebe</i>	RI	
<i>Tyrannus vociferans</i>	RP	SE

**Vireonidae**

<i>Vireo bellii</i>	RI	
<i>Vireo huttoni</i>	RI	
<i>Vireo gilvus</i>	RI	

**Corvidae**

<i>Cyanocitta stelleri</i>	RP	
<i>Aphelocoma woodhouseii</i>	RP	

**Hirundinidae**

<i>Hirundo rustica</i>	RP	
------------------------	----	--

**Paridae**

<i>Poecile sclateri</i>	RP	CE
<b>Aegithalidae</b>		
<i>Psaltiparus minimus</i>	RP	
<b>Sittidae</b>		
<i>Sitta carolinensis</i>	RP	
<i>Sitta pygmaea</i>	RP	
<b>Certhidae</b>		
<i>Certhia americana</i>	RP	
<b>Troglodytidae</b>		
<i>Catherpes mexicanus</i>	RP	
<i>Tryomanes bewickii</i>	RP	
<i>Troglodytes aedon</i>	RP	
<b>Poliophtilidae</b>		
<i>Poliophtila caerulea</i>	RI	
<b>Regulidae</b>		
<i>Regulus calendula</i>	RI	
<i>Regulus satrapa</i>	RP	
<b>Turdidae</b>		
<i>Myadestes occidentalis</i>	RP	Pr
<i>Catharus guttatus</i>	RI	
<i>Catharus occidentalis</i>	RP	End
<i>Turdus assimilis</i>	RP	
<i>Turdus migratorius</i>	RP	

<i>Turdus rufopalliatus</i>	RP	
<b>Mimidae</b>		
<i>Toxostoma curvirostre</i>	RP	
<b>Ptyliogonatidae</b>		
<i>Ptilogonys cinereus</i>	RP	
<b>Peucedramidae</b>		
<i>Peucedramus taeniatus</i>	RP	
<b>Passeridae</b>		
<i>Passer domesticus</i>	RP	
<b>Fringillidae</b>		
<i>Euphonia elegantissima</i>	RP	
<i>Haemorhous mexicanus</i>	RP	
<i>Spinus psaltria</i>	RP	
<i>Spinus pinus</i>	RP	
<b>Passerelidae</b>		
<i>Arremon virenticeps</i>	RP	End
<i>Atlapetes pileatus</i>	RP	End
<i>Pipilo maculatus</i>	RP	
<i>Melospiza kieneri</i>	RP	End
<i>Melospiza fusca</i>	RP	
<i>Oriturus superciliosus</i>	RP	End
<i>Spizella passerina</i>	RP	
<i>Melospiza melodia</i>	RP	



<i>Junco phaenotus</i>	RP	CE
<b>Icteridae</b>		
<i>Quiscalus mexicanus</i>	RP	
<i>Molothrus aeneus</i>	RP	
<i>Icterus abellei</i>	RP	End
<i>Icterus bullockii</i>	RI	
<i>Icterus galbula</i>	RI	SE
<i>Icterus spurius</i>	RI	
<b>Parulidae</b>		
<i>Mniotilta varia</i>	RI	
<i>Oreothlypis celata</i>	RI	
<i>Oreothlypis superciliosa</i>	RP	
<i>Oreothlypis ruficapilla</i>	RI	
<i>Geothlypis tolmiei</i>	RI	
<i>Setophaga coronata</i>	RI	
<i>Setophaga nigrescens</i>	RI	SE
<i>Setophaga occidentalis</i>	RI	
<i>Setophaga petechia</i>	RI	
<i>Setophaga towsendii</i>	RI	
<i>Basileuterus rufifrons</i>	RP	CE
<i>Cardellina pusilla</i>	RI	
<i>Cardellina rubra</i>	RP	End
<i>Myioborus miniatus</i>	RP	

<i>Myioborus pictus</i>	RP	
<b>Cardinalidae</b>		
<i>Piranga flava</i>	RP	
<i>Piranga rubra</i>	RI	
<i>Piranga ludoviciana</i>	RI	
<i>Pheucticus melanocephalus</i>	RP	SE
<i>Passerina caerulea</i>	RI	
<i>Passerina cyanea</i>	RI	
<b>Thraupidae</b>		
<i>Diglossa baritula</i>	RP	

## APÉNDICE 2

Especies presentes en cada una de las seis áreas verdes seleccionadas de la Ciudad de México para el periodo marzo 2016 febrero del 2017.

	BosCha	ParVen	VivCoy	BosNat	Ecoguardas	PSNT
<i>Accipiter striatus</i>	X				X	
<i>Amazilia beryllina</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Antrastomus arizonae</i>						X
<i>Aphelocoma californica</i>			X			
<i>Arremon virenticeps</i>					X	X
<i>Atthis heloisa</i>					X	X
<i>Atlapetes pileatus</i>					X	X
<i>Basileuterus rufifrons</i>					X	X
<i>Buteo jamaicensis</i>					X	X
<i>Buteo platypterus</i>			X			
<i>Camptostoma imberbe</i>					X	
<i>Cardellina pusilla</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Cardellina rubra</i>					X	X
<i>Cathartes aura</i>					X	
<i>Catharus guttatus</i>			X		X	
<i>Catharus occidentalis</i>						X
<i>Catherpes mexicanus</i>			X	X	X	
<i>Certhia americana</i>					X	X
<i>Colaptes auratus</i>	X		X	X	X	X
<i>Colibri thalassinus</i>					X	X
<i>Columba livia</i>	X	X	X	X		
<i>Columbina inca</i>	X	X	X	X		
<i>Contopus pertinax</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Contopus sordilus</i>		X				
<i>Cyanocitta stelleri</i>						X
<i>Cynanthus latirostris</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Diglossa baritula</i>			X		X	
<i>Empidonax fulvifrons</i>	X		X		X	X
<i>Empidonax hammondii</i>	X		X		X	
<i>Empidonax minimus</i>		X	X	X	X	
<i>Empidonax oberholseri</i>	X		X	X	X	
<i>Eugenes fulgens</i>					X	
<i>Euphonia elegantissima</i>			X		X	X
<i>Falco sparverius</i>			X			
<i>Geothlypis tolmiei</i>	X	X	X		X	X

<i>Glaucidium gnoma</i>							X
<i>Haemorhous mexicanus</i>	X	X	X	X	X	X	X
<i>Hirundo rustica</i>	X	X	X	X	X	X	X
<i>Hylocharis leucotis</i>					X		X
<i>Icterus abellei</i>	X	X		X			
<i>Icterus bullocky</i>	X	X	X	X	X		
<i>Icterus galbula</i>				X	X		
<i>Icterus spurius</i>				X			
<i>Junco phaenotus</i>					X		X
<i>Melanerpes formicivorus</i>					X		
<i>Melospiza melodia</i>	X	X	X	X	X		
<i>Melozona fusca</i>	X	X	X	X	X		X
<i>Melozona kieneri</i>					X		X
<i>Mitrephanes phaeocercus</i>							X
<i>Mniotilta varia</i>	X		X	X	X		
<i>Molothrus aeneus</i>	X	X	X	X	X		
<i>Myadestes occidentalis</i>	X	X	X	X			
<i>Myioborus miniatus</i>					X		X
<i>Myioborus pictus</i>	X						
<i>Oreothypis celata</i>		X		X	X		
<i>Oreothlypis ruficapilla</i>	X	X	X	X	X		X
<i>Oreotlypis superciliosa</i>				X	X		X
<i>Oriturus superciliosus</i>							X
<i>Pandion heliatus</i>				X			
<i>Parabuteo unicinctus</i>		X					
<i>Passer domesticus</i>	X	X	X	X	X		
<i>Passerina caerulea</i>					X		
<i>Passerina cyanea</i>					X		
<i>Peucedramus taeniatus</i>					X		X
<i>Pheucticus melanocephalus</i>	X		X	X	X		X
<i>Dryobates scalaris</i>	X	X	X	X	X		X
<i>Picoides villosus</i>							X
<i>Picoides stricklandi</i>							X
<i>Pipilo maculatus</i>					X		X
<i>Piranga flava</i>	X	X			X		
<i>Piranga ludoviciana</i>	X	X	X		X		
<i>Piranga rubra</i>	X	X	X	X	X		X
<i>Poecile sclateri</i>					X		X
<i>Polioptila caerulea</i>	X	X	X	X	X		X
<i>Psaltiparus minimus</i>	X	X	X	X	X		X
<i>Ptilogonys cinereus</i>	X	X	X	X	X		X

<i>Pyrocephalus rubinus</i>	X	X	X	X		
<i>Quiscalus mexicanus</i>	X	X	X	X		
<i>Regulus calendula</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Regulus satrapa</i>					X	X
<i>Sayornis nigricans*</i>	X			X		
<i>Sayornis phoebe</i>		X				
<i>Selasphorus rufus</i>					X	
<i>Setophaga coronata</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Setophaga Nigrescens</i>		X	X	X	X	
<i>Setophaga occidentalis</i>	X		X	X	X	X
<i>Setophaga petechia</i>				X		
<i>Setophaga townsendii</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Sitta carolinensis</i>	X				X	X
<i>Sitta pygmea</i>					X	X
<i>Spinus psaltria</i>	X		X	X	X	
<i>Spinus pinus</i>		X				
<i>Spizella passerina</i>					X	X
<i>Tryomanes bewickii</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Toxostoma curvirostre</i>	X	X	X	X		
<i>Troglodytes aedon</i>					X	X
<i>Turdus assimilis</i>	X				X	X
<i>Turdus migratorius</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Turdus rufopalliatu</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Tyrannus vociferans</i>	X	X	X	X	X	
<i>Vireo bellii</i>					X	
<i>Vireo huttoni</i>			X	X	X	X
<i>Vireo gilvus</i>	X	X	X	X	X	
<i>Zenaida macroura</i>					X	

### APÉNDICE 3

Nombre de las especies del análisis de redundancia

PolCae= <i>Polioptila caerulea</i>	AmaBer= <i>Amazilia beryllina</i>	CamImb= <i>Camptostoma imberbe</i>
SetCor= <i>Setophaga coronata</i>	EmpHam= <i>Empidonax hammondi</i>	MelFor= <i>Melanerpes formicivorus</i>
IctBul= <i>Icterus bullocki</i>	CynLat= <i>Cyananthus latirostris</i>	PasCya= <i>Passerina cyanea</i>
MelMel= <i>Melospiza melodia</i>	RegCal= <i>Regulus calendula</i>	ColTha= <i>Colibri thalassinus</i>
TryBew= <i>Thryomanes bewicki</i>	PheMel= <i>Pheucticus melanocephalus</i>	PipMac= <i>Pipilo maculatus</i>
PyrLud= <i>Piranga ludoviciana</i>	ContPer= <i>Contopus pertinax</i>	EupEle= <i>Euphonia elegantissima</i>
PyrRub= <i>Piranga rubra</i>	DigBar= <i>Diglossa baritula</i>	HylLeu= <i>Hylocharis leucotis</i>
SetTows= <i>Setophaga townsendi</i>	CatMex= <i>Catherpes mexicanus</i>	SitCar= <i>Sitta carolinensis</i>
CatGut= <i>Catharus guttatus</i>	SelRuf= <i>Selasphorus rufus</i>	SitPyg= <i>Sitta pigmea</i>
EmpObe= <i>Empidonax oberholseri</i>	VirBel= <i>Vireo belli</i>	CerAme= <i>Certhia americana</i>
PsalMin= <i>Psaltiparus minimus</i>	IctGal= <i>Icterus galbula</i>	PeuTan= <i>Peucedrammus taeniatus</i>
EmpMin= <i>Empidonax minimus</i>	PasCae= <i>Passerina caerulea</i>	SpiPass= <i>Spizella passerina</i>
SetOcci= <i>Setophaga occidentalis</i>	PirFla= <i>Piranga flava</i>	AtlaPil= <i>Atlapetes pileatus</i>
PicSca= <i>Picoides scalaris</i>	BasRuf= <i>Basileuterus rufifrons</i>	TurdAss= <i>Turdus assimilis</i>
MniVar= <i>Mniotilta varia</i>	EmpFulv= <i>Empidonax fulvifrons</i>	

Myo min=*Myoborus  
miniatus*

PoeScla=*Poecile  
Sclateri*

PtyCin=*Ptilogonys  
cinereus*

TroAed=*Troglodytes  
aedon*

RegSat=*Regulus  
Satrapa*

MyaOcci=*Myadestes  
occidentalis*

JunPhae=*Junco  
phaenotus*

ArreVir=*Arremonops  
virenticeps*

CarRub=*Cardellina  
rubra*

OreoSup=*Oreotlypis  
superciliosus*

CyaSte=*Cyanocitta  
stelleri*

CatOcci=*Catharus  
occidentalis*

MitPhae=*Mitraphenes  
phaecorcus*

GeoTol=*Geotlypis  
tolmei*

MyoPic=*Myoborus  
pictus*

ConSor=*Contopus  
sordilus*

SayPho=*Sayornis  
phoebe*

MelKie=*Melozone  
kieneri*

ColLiv=*Columba livia*

QuisMex=*Quiscalus  
mexicanus*

ToxCur=*Toxostoma  
curvirostre*

ZenMac=*Zenaida  
Macroura*

IctSpu=*Icterus spurius*

IctAbe=*Icterus abellei*

PyrRub=*Pyrocephalus  
rubinus*

CarPus=*Cardellina  
pussilla*

Collnc=*Columbina  
inca*

PasDom=*Passer  
domesticus*

TurRuf=*Turdus  
rufopalliatu*

HaeMex=*Haemorhous  
mexicanus*

MelFus=*Melozone  
fusca*

**Apéndice 4. Galería fotográfica de aves de la Ciudad de México**



***Regulus sátrapa* en PSNT**



***Melanerpes formicivorus* en Ecoguardas**



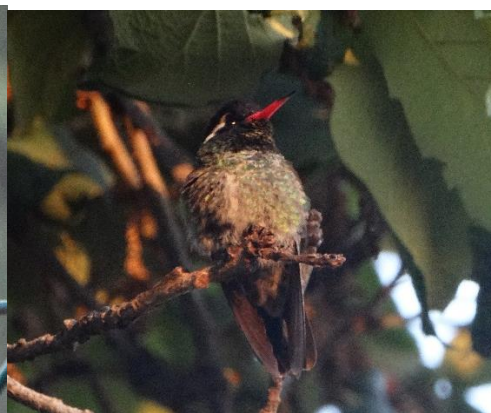
***Catharus guttatus* en VivCoy**



***Parabuteo unicinctus* en ParVen**



***Spinus pinus* en BosCha**



***Hylocharis leucotis* en Ecoguardas**





***Mniotilta varia* en VivCoy**



***Euphonia elegantissima* en Ecoguardas**



***Vireo huttoni* en BosNat**



***Junco phaenotus* en PSNT**



***Polioptila caerulea* en Ecoguardas**



Casa abierta al tiempo

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA METROPOLITANA

# ACTA DE EXAMEN DE GRADO

No. 00175

Matrícula: 2153804009

DIVERSIDAD DE AVES EN ÁREAS VERDES EN DIFERENTES CONDICIONES DE URBANIZACIÓN Y SU RELACIÓN CON LA ESTRUCTURA DE LA VEGETACIÓN, EN LA CIUDAD DE MÉXICO.

En la Ciudad de México, se presentaron a las 12:00 horas del día 31 del mes de octubre del año 2018 en la Unidad Iztapalapa de la Universidad Autónoma Metropolitana, los suscritos miembros del jurado:

- DR. JOSE ANTONIO GUERRERO ENRIQUEZ
- DRA. PATRICIA RAMIREZ BASTIDA
- DR. RUBEN PINEDA LOPEZ
- DR. ANDRES LOPEZ PEREZ

Bajo la Presidencia del primero y con carácter de Secretario el último, se reunieron para proceder al Examen de Grado cuya denominación aparece al margen, para la obtención del grado de:

MAESTRO EN BIOLOGIA

DE: GERARDO GONZALEZ PALOMARES

y de acuerdo con el artículo 78 fracción III del Reglamento de Estudios Superiores de la Universidad Autónoma Metropolitana, los miembros del jurado resolvieron:

APROBAR

Acto continuo, el presidente del jurado comunicó al interesado el resultado de la evaluación y, en caso aprobatorio, le fue tomada la protesta.



GERARDO GONZALEZ PALOMARES  
ALUMNO

REVISÓ

LIC. JULIO CÉSAR DE LARA ISASSI  
DIRECTOR DE SISTEMAS ESCOLARES

DIRECTORA DE LA DIVISIÓN DE CBS

DRA. SARA LUCIA CAMARGO RICALDE

PRESIDENTE

DR. JOSE ANTONIO GUERRERO ENRIQUEZ

VOCAL

DRA. PATRICIA RAMIREZ BASTIDA

VOCAL

DR. RUBEN PINEDA LOPEZ

SECRETARIO

DR. ANDRES LOPEZ PEREZ