

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA METROPOLITANA
UNIDAD XOCHIMILCO

DIVISIÓN DE CIENCIAS BIOLÓGICAS Y DE LA SALUD
DEPARTAMENTO EL HOMBRE Y SU AMBIENTE
LICENCIATURA EN BIOLOGÍA

INFORME DE SERVICIO SOCIAL
POR INVESTIGACIÓN

**Diversidad de aves
en áreas verdes urbanas alrededor de
la Universidad Autónoma Metropolitana,
Unidad Xochimilco**

QUE PRESENTA LA ALUMNA

Valeria Ostos Gutiérrez

Matrícula 2173029842

ASESOR

M. en C. Alejandro Meléndez Herrada
Departamento de El Hombre y su Ambiente



México, Ciudad de México.

Fecha: 15 de agosto del 2023

Resumen

Las comunidades de aves constituyen uno de los grupos que presentan mayor sensibilidad a la urbanización, que afecta la estructura del hábitat, la disponibilidad de alimentos y por lo tanto cambios de las interacciones entre especies. El objetivo de este trabajo fue conocer la diversidad de aves en las áreas verdes a los alrededores de la UAM-Xochimilco y entender como las diferencias en su composición y estructura afectan a las poblaciones de aves silvestres. Para este estudio se seleccionaron ocho áreas verdes con diferencias en tamaño, vegetación y urbanización interna y circundante. El muestreo de la avifauna se realizó cada tres semanas con búsqueda intensiva hasta cumplir un ciclo anual. Se midieron variables ambientales de vegetación (estratos, cobertura, riqueza y altura) y urbanas (infraestructura, presencia humana y mascotas). Se calculó la diversidad de especies con los índices de Margalef, Shannon-Wiener y Simpson; y la similitud entre sitios por medio de los índices cualitativo de Jaccard y cuantitativo de Sorensen-Dice. Se registraron 54 especies de aves, pertenecientes a 25 familias. La diversidad en los parques con mayor superficie fue alta; sin embargo, fue mayor en los parques de menor superficie, pero con menor actividad humana. De esta manera, el parque VillaPuen con la menor superficie total presentó la diversidad más alta ($DMg= 6.11$, $H'=2.77$ y $CINV= 0.89$) y el parque IgnaChav con menor riqueza vegetal presentó los valores más bajos ($DMg=3.1$, $H'= 2.17$ y $CINV =0.84$). Los parques DepAnexA y VillaPuen con poca presencia de transeúntes tuvieron mayor similitud ($Ij=0.69$ y $Iscuant=0.82$), mientras que el parque con escasa riqueza vegetal (Igna Chav) y el parque de mayor cobertura arbórea (ManNeg) fueron las menos similares ($Ij=0.32$ y $Iscuant=0.49$). Se observó mayor presencia de insectívoros y mayor abundancia de granívoros. También, se realizaron correlaciones lineales múltiples entre las variables, donde no se observaron correlaciones estadísticamente significativas, donde la correlación más representativa fue entre transeúntes y abundancia de aves presentó un valor de $P= 0.5$. Las áreas verdes urbanas son un refugio para las aves en las ciudades, donde es necesaria la relación del tamaño del área verde, vegetación y actividad humana para comprender la diversidad de aves.

Palabras clave: áreas verdes urbanas, diversidad, avifauna, urbanización.

ÍNDICE

Resumen	2
Introducción	5
Revisión de literatura	7
Fuentes de información sobre aves en la Ciudad de México	8
Áreas verdes dentro de las ciudades	8
Gremios alimenticios	9
Especies exóticas	9
Depredadores no-nativos	10
Alimentación que brindan los seres humanos	10
Tamaño del parche	11
Infraestructura alrededor de los sitios	11
Vegetación de las áreas verdes urbanas	12
Riqueza y diversidad de especies.....	12
Interés de las universidades en su entorno ecológico	13
Objetivos	14
Objetivo General	14
Objetivos Específicos	14
Metodología	15
Área de estudio	15
Trabajo de campo	16
Conteo de aves	16
Caracterización de los sitios de muestreo.....	17
Análisis de la información.....	18
Análisis de la diversidad alfa	18
Análisis de la diversidad beta.....	19
Análisis de las variables urbanas	19
Propuesta de elaboración de materiales de difusión.....	19

Resultados	20
Muestreo de aves.....	20
Caracterización de la vegetación	25
Cobertura	25
Riqueza de especies	26
Altura de los estratos.....	27
Variables urbanas	28
Área total de los sitios de muestreo	28
Infraestructura de los sitios de muestreo.....	28
Actividad humana y depredadores domésticos	29
Modificaciones físicas al medio	30
Análisis de la información.....	31
Diversidad alfa.....	31
Diversidad beta	32
Análisis de las variables urbanas	34
Propuesta de elaboración de materiales de difusión.....	39
Discusión	40
Conclusión	46
Agradecimientos	46
Referencias bibliográficas	47
Anexos	56
Anexo 1. Lista general de aves en los ocho parques alrededor de la UAM- Xochimilco.....	56
Anexo 2. Lista general de especies vegetales por estrato en los ocho parques alrededor de la UAM-Xochimilco.....	57

Introducción

La urbanización se ha incrementado de manera exponencial en las últimas décadas como respuesta a un proceso de industrialización que ha promovido el crecimiento económico y el desarrollo social en general (González-Arrellano y Larralde, 2019); sin embargo, ha causado cambios en las condiciones ambientales, como la pérdida de hábitat, con un efecto negativo sobre la biodiversidad (Martin- Etchegaray *et al.*, 2018). En muchos casos, la vegetación en las ciudades no tiene representación de flora nativa debido a que estas suelen ser reemplazadas por especies ornamentales exóticas. Esto ha propiciado que exista una homogenización de las comunidades bióticas al reducir tanto la riqueza de especies como al favorecer el asentamiento de especies más adaptadas a la urbanización, con hábitos generalistas, con capacidad de colonizar rápidamente y ser más tolerantes a las personas a diferencia de las especies nativas o las especializadas (Escobar-Ibañez y MacGregor-Fors, 2017; Martin- Etchegaray *et al.*, 2018).

La urbanización en la Ciudad de México se incrementa a medida que la población también aumenta y, por lo tanto, el reemplazamiento de especies de las áreas naturales es inevitable, así como, la fragmentación del hábitat y la alteración del flujo de recursos indispensables para las aves, las cuales experimentan cambios en su biodiversidad, estructura, distribución, comportamiento y fisiología (Suárez-Rubio y Thomlinson, 2017). Las comunidades de aves constituyen uno de los grupos que presentan mayor sensibilidad a las modificaciones del medio, como lo es la urbanización, especialmente por la fragmentación de la vegetación y la elevada densidad de la población humana que provoca contaminación (química, lumínica y acústica). Estas modificaciones afectan la estructura del hábitat, la disponibilidad de alimentos y por lo tanto cambios de las interacciones entre especies como la depredación y la competencia (González-Lagos y Quesada, 2017; Martin-Etchegaray *et al.*, 2018); sin embargo, algunos grupos de aves han logrado distribuirse y habituarse a lo largo de ambientes urbanos como las áreas verdes dentro de las ciudades (Pérez-Lima, 2020).

Las áreas verdes urbanas son espacios fragmentados que incluyen diferentes tipos de hábitat en una misma área, cubiertos de vegetación que ofrecen recursos variados para las aves-residentes y migratorias, que usualmente son más tolerantes a los disturbios generados por el ser humano, por lo que son sitios que favorecen la conservación de la diversidad de algunos grupos de aves, al ser los últimos refugios para muchas (Tryjanowski *et al.* 2017; Martin-Etchegaray *et al.*, 2018; Jacome-Negrete *et al.*, 2019).

En la Ciudad de México se ha registrado una gran variedad de aves en los parques y jardines urbanos, no obstante, la mayoría de las especies de aves registradas se encuentran en áreas extensas de vegetación nativa como el Bosque de Tlalpan y el Pedregal de San Ángel (Meléndez *et al.*, 2017), ya que, se ha documentado que las áreas verdes urbanas de mayor tamaño tienden a presentar mayor cantidad de individuos (Pérez-Lima, 2020).

Diversos estudios han demostrado que la riqueza avifaunística disminuye cuando la cobertura vegetal decrece y existen altos niveles de urbanización, con alta densidad de edificaciones e intensa actividad humana (Martín-Etcheagaray *et al.*, 2018), por lo que, este proyecto tiene como propósito estudiar la diversidad de aves en áreas verdes de menor extensión a las estudiadas en la Ciudad de México e incentivar el entendimiento ecológico de los habitantes de la ciudad y la comunidad alrededor de la UAM-Xochimilco. A lo interno de las instalaciones de la Universidad se ha difundido la diversidad de aves en sus áreas verdes mediante una guía y un cartel (Meléndez Herrada y Calderón Parra, 2013; Alvarado, 2019), por lo tanto, este estudio contribuye a obtener y difundir información sobre las aves alrededor de la Universidad, al estudiar la diversidad de aves, con base en la distribución de especies, la variedad de los hábitats, el estudio de los gremios tróficos y comparación entre zonas (Robertson y Durwyn, 2000; Ibarra y Cruzado, 2017). El estudio de la biodiversidad de organismos en espacios como las áreas verdes dentro y alrededor de la Universidad puede favorecer a crear un diálogo permanente y enriquecedor entre los habitantes y los proyectos realizados en la UAM - Xochimilco (Alvarado, 2019).

Revisión de la literatura

A medida que la urbanización se expande, los cambios en el uso del suelo causan el reemplazamiento de las áreas naturales, al disminuir su superficie y formar un complejo mosaico de parches de vegetación en una matriz de infraestructuras, lo cual impacta a la biodiversidad en su estructura y distribución, así como, en la supervivencia de especies. Esto puede llevar a la reducción del número de especies nativas sensibles a las perturbaciones humanas y a permitir que se establezcan especies introducidas con hábitos generalistas o con mayor tolerancia a los cambios (Suárez-Lastra, 2017).

Los paisajes modificados por la urbanización son sistemas únicos, los cuales están formados por diferentes usos de suelo, incluyendo superficies construidas, que a la vez crean sistemas heterogéneos que redistribuyen a los organismos (Faggi y Caula, 2017). Las aves son un buen indicador de la calidad del medio ambiente en zonas urbanas porque pueden moverse entre distintos tipos de hábitat (Prihandi y Nurviato, 2022).

Entre los principales factores que afectan la composición de la avifauna se pueden mencionar: la fragmentación o degradación del hábitat, la alteración del flujo de recursos y la contaminación tanto química, como lumínica y acústica. Se ha demostrado que estos factores urbanos producen cambios sobre la fisiología de las aves, incluidos los sistemas endocrino, nervioso e inmunitario nervioso e inmunológico, lo que puede dar lugar a importantes cambios de comportamiento; además, la socialización de las aves está mediada por factores externos como el riesgo a la depredación y la abundancia de recursos (González y Quesada, 2017). Los grupos de aves responden de diferente manera a la urbanización dependiendo de sus requerimientos específicos, como lo son sus hábitos alimenticios (Escobar-Ibañez y MacGregor-Fors, 2017); la plasticidad del comportamiento es uno de los factores más importantes que determinan la llegada y el establecimiento de las aves en zonas urbanas, esto incluye la habilidad de las especies para habituarse a distintos hábitats y perturbaciones humanas, su capacidad de dispersión y la velocidad de crecimiento de sus poblaciones (MacGregor-Fors *et al.* 2011), lo que conlleva a la dispersión de las aves en diferentes sitios en las ciudades y por lo tanto a cambios en su biodiversidad (Almazán-Núñez e Hinterholzer-Rodríguez, 2010).

Los estudios acerca de las aves en ambientes urbanizados han aumentado en las dos últimas décadas, como resultado de la preocupación ambiental que ha surgido tanto en el ámbito social como científico por los efectos de la urbanización en la pérdida de la biodiversidad. Entre estos estudios destacan las publicaciones de riqueza y abundancia de las especies, siendo menos frecuentes los estudios del análisis de las causas de los cambios de los procesos ecológicos (Nava y Zuria, 2019).

Dentro de los trabajos realizados a escala local, se han estudiado características ambientales que determinan la riqueza de especies en los asentamientos humanos

como el tamaño del parche, la composición de la vegetación existente, la intensidad de la urbanización, la competencia con especies exóticas, la presencia de depredadores no nativos y la alimentación que brindan los seres humanos (Meffert y Dziock, 2013; Jacome-Negrete *et al.*, 2019).

Fuentes de información sobre aves en la Ciudad de México

La conservación de los recursos naturales en la Ciudad de México es difícil debido al creciente desarrollo urbano que ocurre dentro de su territorio. Se han desarrollado diferentes estudios para determinar cómo las actividades humanas, la infraestructura urbana y las características de los parques urbanos afectan la diversidad y abundancia de aves en la Ciudad de México, que es una de las áreas metropolitanas más grandes del mundo (INEGI, 2017; Ortega-Álvarez y MacGregor-Fors, 2009). Algunos de los estudios mencionados recopilan información acerca de las aves de la ciudad y proponen alternativas de conservación (Meléndez Herrada *et al.*, 2017) y también se puede consultar la información disponible dentro del portal electrónico AverAves, que ofrece herramientas para almacenar y analizar observaciones de aves que provienen de listados de especies proporcionadas por los usuarios, utilizado por observadores de aves, aficionados o científicos (ebird, 2023).

De manera general, los estudios han coincidido en aspectos relacionados con el tamaño del área y la composición de la vegetación, tomando en cuenta que las áreas verdes urbanas de mayor tamaño presentan mayor cantidad de individuos, pero no precisamente de especies, dado que algunas áreas verdes pequeñas han presentado un alto número de especies al ofrecer recursos indispensables para las aves (Pérez, 2020). El tipo de recursos que las áreas verdes ofrecen a las aves varía dependiendo de las especies, algunas especies como el Picogordo Tigrillo (*Pheucticus melanocephalus*) se ven favorecidas con características de la vegetación como la alta densidad de árboles y otras especies como el Sastrecillo (*Psaltiriparus minimus*), se ven favorecidas por la infraestructura urbana (Ortega-Álvarez y MacGregor-Fors, 2010); además, se resalta que las comunidades de aves están dominadas por especies omnívoras y/o granívoras, algunas invasoras como la Paloma Doméstica (*Columba livia*) y el Gorrión Doméstico (*Passer domesticus*) (Ortega-Álvarez y MacGregor-Fors, 2011).

Áreas verdes dentro de las ciudades

Las áreas verdes consisten en espacios abiertos dominadas por árboles, arbustos y hierbas, ya sea de forma natural o plantados intencionalmente (jardines, parques urbanos, vías verdes, cementerios y campos agrícolas (Mehhdi *et al.*, 2017; Prihandi y Nurviato, 2022). Estos espacios aportan servicios ambientales a las ciudades como el control de la calidad del aire, así como también, contribuyen a la conservación de la biodiversidad por la provisión de sitios de alimentación y protección de fauna silvestre (Bastida-Gasca y Lozano-Mascarúa, 2016; De la Barrera *et al.*, 2016).

Los espacios verdes urbanos se caracterizan por ser paisajes fragmentados que incluyen múltiples tipos de hábitats en una misma área, lo que ocasiona

heterogeneidad espacial y mayor disponibilidad de alimentos para la fauna urbana, además de ser corredores para mantener la biodiversidad; esto permite que haya mayor diversidad de aves, que en algunas áreas verdes naturales (Tryjanowski *et al.* 2017; Callaghan *et al.*, 2019). La hipótesis del desequilibrio o perturbación intermedia sostiene que la diversidad de un ecosistema es mayor cuando en éste ocurren perturbaciones en intensidad y tamaño intermedio, dado que las perturbaciones remueven las fuentes limitantes de un sistema ecológico y promueven la coexistencia de las especies locales (Castro y Donato, 2008). Los fragmentos de áreas verdes dentro de los paisajes constituyen los últimos refugios para muchas especies de aves, y también pueden representar un refugio seguro para el mantenimiento de gremios funcionales (Pineda-López *et al.* 2013).

Gremios alimenticios

El conocimiento de los gremios alimenticios de aves en diferentes niveles de urbanización es útil para determinar las causas de los cambios avifaunísticos relacionados con la urbanización (Meffert y Dziocck, 2013). La heterogeneidad espacial dentro de las ciudades afecta el tamaño de las poblaciones de las especies y la composición de los gremios alimenticios, que determinan las dinámicas de polinización, dispersión de semillas y depredación. Los gremios alimenticios pueden constituir una gama de movilidades, dinámicas espaciales y asociaciones de hábitat (Menon y Mohanraj 2016).

La mayoría de las especies identificadas a lo largo del gradiente urbano son especies generalistas en cuanto a sus recursos alimenticios y distribución geográfica, dado que permiten consumir de los diversos recursos que pertenecen a los sistemas humanos (Menon y Mohanraj 2016; Cristaldi *et al.*, 2017) y se ven favorecidas por las infraestructuras urbanas como cables, pararrayos y la altura y cobertura de los edificios (Carbó-Ramírez y Zuria 2011). En los lugares muy urbanizados los gremios como los omnívoros, con amplia tolerancia ecológica, responden positivamente a la heterogeneidad del hábitat, mientras que, gremios más especializados que requieren dietas específicas como los frugívoros prefieren espacios verdes más amplios, con mayor cobertura vegetal y diversidad, por lo que pueden verse negativamente afectados con la disminución de su alimento (MacGregor-Fors y Schondube, 2011; De Bonilla *et al.* 2012; Martin y Boruta, 2014). Cuanto menor es la actividad humana el espectro de gremios tróficos presentes es más diverso (Cristaldi *et al.*, 2017).

Especies exóticas invasoras

Las especies exóticas, son aquellas especies que se encuentran fuera de su distribución nativa, ya sea por intervención intencional o accidental del ser humano y que al adaptarse a nuevos recursos afectan las relaciones ecológicas originales (Álvarez-Romero *et al.* 2008). El incremento de la urbanización ha facilitado la colonización de especies exóticas invasoras (Bonter *et al.*, 2010; Leveau y Zuria, 2017). En los últimos 5 siglos, las especies exóticas invasoras han sido parcial o totalmente responsables de al menos 86 extinciones de aves (el 46 % de todas las extinciones de aves conocidas), más que cualquier otra amenaza, las cuales agravan otras presiones existentes (Birdlife, 2022).

La presencia de aves exóticas en áreas verdes urbanas arboladas es muy frecuente, pues son los sitios dentro de las ciudades donde encuentran disponibilidad de alimento, logrando establecerse y reproducirse, además, la disponibilidad de recursos en estos sitios sumado a la proporción de alimentación y agua por seres humanos les permite estar presentes todo el año (Pineda *et al.*, 2013). Causas como menor diversidad de aves en las ciudades, disminución de la densidad de depredadores naturales y prolongación de la crianza de las aves debido a la falta de estacionalidad, conduce a que exista mayor abundancia de aves exóticas explotadoras y adaptadoras (Causil *et al.* 2021), provocando que la abundancia total de aves en zonas urbanas incremente (Evans *et al.*, 2009).

En México, especies exóticas invasoras como *Quiscalus mexicanus* y *Passer domesticus* son especies dominantes en el paisaje urbano, comúnmente encontrados en parques donde pueden encontrar alimento y refugio, y otras como *Columba livia* se presentan mayormente en plazas públicas y edificios construidos (De Toledo *et al.*, 2012; Pineda-López *et al.*, 2013).

Depredadores no-nativos

Los depredadores son animales que cazan a otros animales para su supervivencia y en el caso de las aves son aquellos animales que frecuentemente cazan los nidos en busca de alimento, depredando a los polluelos y a los huevos (Morozov, 2022a). La depredación es la causa más común de muerte de polluelos, sobre todo en especies pequeñas (Pieron y Rohwer, 2010). Hay muchos depredadores de aves debido a la urbanización, tanto nativos como exóticos, puesto que los paisajes urbanos son atractivos para muchos depredadores y aumenta la efectividad de caza y el éxito reproductivo en algunos casos (Morozov, 2022a).

Se ha estudiado la presión ejercida a las aves por depredadores domésticos en las ciudades tales como los gatos (*Felis catus*) y los perros (*Canis familiaris*), estos aumentan rápidamente sus poblaciones, y, por lo tanto, pueden ser una trampa ecológica para las aves (Vincze *et al.*, 2017; Morozov, 2022b). En las áreas urbanas, los remanentes de vegetación conservan una importante riqueza avifaunística, la que es altamente vulnerable a depredación por gatos (Mella-Méndez *et al.*, 2021), los cuales pueden reducir considerablemente la abundancia de especies (Bonnington *et al.*, 2013; Loss y Marra, 2013). Los perros también son capaces de depredar un número considerable de polluelos, volantones o aves adultas, así como ejercer presión en las aves pequeñas y medianas que anidan sobre el suelo (Cavalli *et al.*, 2016; Morozov, 2022c), así mismo, otros mamíferos como algunos roedores alcanzan densidades locales muy elevadas en hábitats urbanos. Un ejemplo son las ardillas del género *Sciurus*, consideradas como depredadores frecuentes de nidos (DeGregorio *et al.*, 2016).

Alimentación que brindan los seres humanos

La disponibilidad de alimento es uno de los parámetros de interacciones inter e intraespecíficas más importantes, dado que, puede influenciar el comportamiento de las aves, tanto al forrajear, como al reproducirse. La reproducción de las aves

depende de su dieta, la que puede afectar parámetros como el número de huevos depositados, el tamaño y su composición (Robb *et al.*, 2008).

Proporcionarles alimentos a las aves produce cambios en su comportamiento, dado que, afecta la competencia por la obtención de recursos, y, por lo tanto, aumenta el comportamiento territorial. Cuando existen alimentos de alta calidad, las aves adoptan comportamientos de defensa, lo que crea la oportunidad para que los individuos más agresivos y oportunistas dominen el suministro de alimentos. Los comederos también pueden actuar como trampas ecológicas, al proporcionar señales inexactas sobre la calidad del hábitat en función de los recursos alimentarios potenciales (Robb *et al.*, 2008). Estos factores, pueden provocar disminución en la diversidad, al limitar a la avifauna urbana a poblaciones más grandes de especies mejor adaptadas a las ciudades (Martin y Boruta, 2014; Morozov, 2022d).

Tamaño del área verde

El tamaño del área verde es extremadamente importante en sustentar la riqueza de especies de aves y la riqueza de gremios especializados en la búsqueda de alimentos (Kaushik *et al.* 2021), dado que, condiciona la diversidad de las especies que se relacionan con el incremento del espacio (Vides-Hernández *et al.*, 2017). De manera general se comprende que, entre mayor sea el tamaño de las áreas verdes, la diversidad de hábitats para las aves también aumenta, lo que provee, recursos de forrajeo, sitios de anidación y refugio para evadir la depredación; por lo que, a lo largo del tiempo las áreas verdes más grandes tienen riqueza de especies más altas (Matthies *et al.*, 2017, Kaushik *et al.* 2021). Así mismo, la información disponible sugiere que a grandes espacios mayor riqueza de aves debido al aumento de la heterogeneidad estructural (Kaushik *et al.* 2021). Las áreas verdes de mayor tamaño, con una estructura compleja de vegetación y más distantes a los asentamientos humanos, han demostrado contener una mayor riqueza y diversidad de especies (Martin-Etcheagaray *et al.*, 2018).

Infraestructura urbana y presencia humana

A escala regional, el tamaño de los asentamientos en las ciudades puede anular las contribuciones de la cubierta arbórea y la diversidad vegetal (MacGregor-Fors y García-Arroyo, 2017). A menor densidad de viviendas hay un aumento en la riqueza de aves, dado que los espacios cuentan con mayor cantidad de árboles y arbustos (De Toledo *et al.*, 2012).

Dentro de las ciudades, otro factor que afecta a las comunidades de aves urbanas es la actividad humana, ya que variables como el paso de coches y peatones, afectan la diversidad y composición funcional de las aves, limitando a las especies nativas (Ortega-Álvarez y MacGregor-Fors, 2009; MacGregor-Fors y Schondube, 2011). El ruido provocado por las actividades humanas puede interferir con señales sociales y reducir la diversidad de aves canoras (Herrera-Montes y Aide, 2011; González-Oreja *et al.* 2012); por lo que en áreas verdes urbanas donde el ruido de peatones y vehículos es menor, la riqueza de aves aumenta (Carbó-Ramírez y

Zuria, 2011). Las especies de aves con poblaciones de mayor tamaño y con mayor dispersión entre hábitats tienden a tolerar más las perturbaciones (Lin *et al.*, 2012).

Vegetación de las áreas verdes urbanas

Las características de las áreas verdes, como la complejidad y la diversidad de la vegetación, influyen fuertemente en el número de especies de aves que puede habitar dentro de una misma área (MacGregor-Fors y García-Arroyo, 2017). El tipo de vegetación proporciona un sustento a la avifauna local proveyendo sustratos de nidificación y recursos alimentarios, por lo que el reemplazo o eliminación de la vegetación nativa, reduce la diversidad, homogeniza la vegetación y, por lo tanto, incrementa las poblaciones de aves generalistas que llegan a ejercer una dominancia sobre las demás (Pardo, 2018; Jacome *et al.*, 2019). Esto conlleva a que disminuya la diversidad de aves, pero aumente la abundancia total (Martín *et al.*, 2018); sin embargo, muchas áreas verdes urbanas están compuestas tanto por vegetación remanente, como por plantas introducidas, y estas últimas también proveen recursos esenciales para algunas especies, como lo es en el caso de las migratorias de invierno que buscan recursos que las plantas introducidas les pueden ofrecer (Escobar-Ibañez y MacGregor-Fors, 2017; Hernández *et al.*, 2018). Se ha demostrado, que incluso dentro de los espacios verdes urbanos, la complejidad estructural de la vegetación, tanto vertical como horizontal, aumenta la riqueza de especies de aves (Suárez-Rubio y Thomlinson 2009).

Riqueza y diversidad de especies

Las comunidades bióticas son arreglos temporales en los que las especies interactúan. Además de sus límites espaciales y temporales, las comunidades se identifican también por la presencia de interacciones ecológicas entre las especies que las componen. Una comunidad es el escenario en el que se desarrollan la competencia, la depredación, el parasitismo y el mutualismo. De hecho, la relación entre recursos, interacciones entre especies y abundancia de éstas es la clave para explicar los patrones característicos de la diversidad (Magurran, 2004).

Para entender los efectos de la urbanización, que propician cambios de las comunidades de aves en las ciudades se han realizado diversos análisis de diversidad. Los análisis de diversidad proporcionan datos de referencia que permiten hacer comparaciones entre zonas para conocer la distribución de las especies y la riqueza entre los hábitats (Robertson y Durwyn, 2000). Las medidas de diversidad de especies o medidas de heterogeneidad son las que combinan la riqueza y uniformidad la como componentes de la diversidad (Magurran, 2004).

El número de especies presentes en un área determinada y la distribución de sus abundancias son métricas fundamentales en la ecología, que permiten hacer comparaciones en diferentes momentos en el tiempo (MacGregor-Fors y García-Arroyo, 2017). La riqueza de especies es uno de los parámetros que se usan para estudiar las comunidades y la abundancia de aves sirve como indicador de la respuesta de las especies a la urbanización, ya que es una referencia directa del número total de biotas de un paisaje o comunidad, lo que nos permiten hacer

comparaciones y también evaluar los efectos de la fragmentación y de los cambios de origen antrópico (Magurran, 2004).

Interés de las universidades en su entorno ecológico

El papel de las universidades públicas en materia de medio ambiente y sustentabilidad es fundamental, ya que, poseen una inserción múltiple en los sectores sociales, participan en redes locales y poseen una visión crítica y comprometida con el interés público (Nieto Caraveo y Medellín Milán, 2007). Al trabajar con recursos públicos existe un compromiso por parte de las universidades con las comunidades en las que se encuentran, las que merecen un diálogo enriquecedor y permanente con las instituciones (Alvarado 2019), lo que a largo plazo permite crear una comunicación ambiental hacia el interior y exterior de la comunidad, creando estrategias de educación ambiental que fomenten el compromiso y participación activa en problemáticas locales como la conservación de la biodiversidad (Nieto Caraveo y Medellín Milán, 2007).

1. **Objetivos**

Objetivo general

Analizar la diversidad de aves en relación con las áreas verdes urbanas alrededor de la Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Xochimilco.

Objetivos específicos

- Identificar la diversidad de las aves en las áreas verdes.
- Delimitar los gremios alimenticios de las aves en las áreas verdes.
- Analizar las diferencias en la avifauna con relación al tamaño y vegetación de cada área verde de estudio.
- Utilizar la información obtenida para proponer material de difusión que permita sensibilizar a las personas acerca de la importancia de la avifauna en áreas verdes.

Metodología

Zona de estudio

La Ciudad de México está ubicada en las coordenadas 19.303977620328766 y -99.10288352351276 en la región central del Eje Neovolcánico Transversal (INEGI, 2017). Se encuentra a 2240 m sobre el nivel del mar y su temperatura media anual fluctúa entre los 8°C y 22°C con precipitaciones que varían entre los 500 a los 800 mm, con dos épocas bien definidas: la de lluvias de mayo a octubre y la de secas, de noviembre a abril (Rodríguez-Sánchez y Cohen-Fernández, 2003; Charre *et al.*, 2013; Cram *et al.*, 2016).

La Ciudad de México es la entidad federativa con la superficie más pequeña, sin embargo, es parte de la ciudad más grande del país, por ello, las áreas verdes dentro de la ciudad cobran importancia al proporcionar distintos servicios ambientales como protección y refugio de fauna silvestre. Entre las áreas verdes de la ciudad se encuentran bosques y cañadas, los humedales de Xochimilco y Tláhuac, serranías de Xochimilco y Milpa Alta, Sierra de Guadalupe, la Sierra de Santa Catarina y los parques y jardines urbanos (Bastida-Gasca y Lozano-Mascarúa, 2016).

El estudio se realizó a los alrededores de La Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Xochimilco (UAM-X) que se encuentra en la alcaldía Coyoacán. A los alrededores de la universidad se encuentran distintas áreas verdes entre zonas habitacionales y de comercios, y hacia el sureste, se encuentra un área no urbanizada perteneciente a la zona de humedales del Canal Nacional y de la Ciénega Grande. En total, la distancia estudiada es aproximadamente 1 km de radio a partir de la UAM-X, incluyendo Canal Nacional (Figura 1).; sin embargo, se tomó en cuenta únicamente la parte más urbanizada del área, excluyendo al área correspondiente a Ciénega Grande que ha sido motivo de otras investigaciones donde hay mayor variedad de ambientes existentes de los cuales destaca el ambiente acuático (Calderón Parra, 2011). Para este estudio se seleccionaron ocho áreas verdes de acuerdo con diferencias en su tamaño, vegetación y urbanización interna y circundante.

La vegetación de los ocho sitios está constituida mayormente por especies exóticas o introducidas, con predominancia del estrato arbóreo y arbustivo. Entre las especies introducidas más comunes se encuentran pirules (*Schinus molle*), eucaliptos (*Eucalyptus sp.*) y casuarinas (*Casuarina sp.*). Por otro lado, en la planeación de parques y jardines también se han utilizado diferentes especies nativas que podemos encontrar en los sitios de muestreo como el fresno (*Fraxinus udhei*), cedro blanco (*Chamaecyparis thyoides*), colorín (*Erythrina coralloides*) y el ahuejote (*Salix bonplandiana*) (Rodríguez y Cohen, 2003; Chimal-Hernández y Corona, 2016).

El paisaje alrededor de los sitios de muestreo se encuentra conformado por edificaciones tanto de viviendas como negocios y edificios públicos como escuelas;

así como a lado de vialidades. Solamente el sitio Canal Nacional, se encuentra entre un área de vegetación conservada.

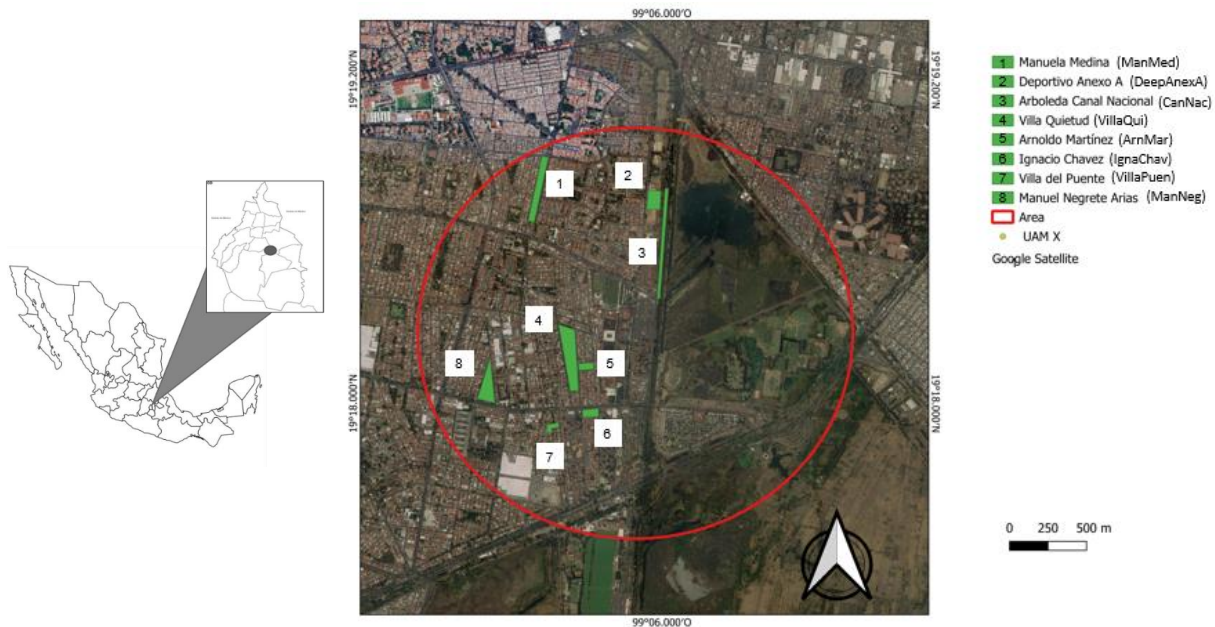


Figura 1. Zona de estudio y sitios de muestreo. Mapa de Google Earth modificado en Qgis Desktop 3.30.2

Trabajo de campo

Muestreo de aves

Para determinar la riqueza y abundancia de las especies de aves, se llevó a cabo un muestreo cada tres semanas en cada sitio de muestreo, de mayo de 2022 a febrero de 2023. El conteo de aves se realizó utilizando el censo de búsqueda intensiva sugerido por Ralph *et al.* (1997) y utilizado por Murgui (2007) para hábitats pequeños como lo son los parques urbanos, donde la distribución de los recursos que utilizan las aves es dispersa. Este método ha sido utilizado en sitios de muestreo menores a 2 hectáreas (Fernández-Juricic, 2000) y consiste en que el observador registra la abundancia de las aves visibles y/o audibles dentro de un área determinada (solo se excluyeron las aves acuáticas) que recorre por completo utilizando los andadores existentes y desviándose de ellos cuando fuera necesario. La observación de aves comenzó al amanecer hasta las 11:00 horas máximo con una duración de 20 a 60 min dependiendo del tamaño y las características del área verde a muestrear, los parques más pequeños fueron muestreados en un tiempo mínimo de 20 min; además las observaciones se realizaron intentando evitar contar los mismos individuos dos veces (Pineda-López *et al.*, 2013).

Para realizar las observaciones se utilizaron binoculares Bushnell 10x42, además de una cámara Nikon D3500 con un lente 70-300 mm para el registro digital de las especies. Se diseñaron formatos de campo para registrar la ubicación, la hora, el sitio de muestreo e información acerca de las aves observadas: especies presentes, número de individuos y comportamiento.

Las especies de aves se identificaron utilizando las guías de campo para la identificación de aves Kaufman (2005), Van Perlo (2006) y Sibley (2005), así como las plataformas de consulta electrónica eBird (2022) y Naturalista (2022) y la aplicación Merlin Bird ID (Cornell Lab of Ornithology, 2023). Finalmente, el arreglo taxonómico de las especies se basó en la AOS check list (Chesser *et al.*, 2022) y se utilizaron los nombres comunes en español propuestos por Berlanga *et al.* (2019), con la finalidad de hacer más accesible los nombres para personas poco familiarizadas con las aves. El estatus de residencia y endemismo de las especies fue consultado en González-García y Gómez (2003) y en el portal web de aves de la CONABIO (2023). Para clasificar a las especies en su categoría de riesgo, se utilizó la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT, 2010) y la Lista Roja de especies amenazadas de la IUCN (2023).

La actividad de las aves se categorizó de la siguiente manera (Contreras, 2018): PER para aves perchadas en la vegetación o en alguna estructura urbana; FOR para aves que se encontraban forrajeando diferentes recursos de la vegetación como frutos, flores, hojas y cortezas o recogiendo semillas en el suelo; COR para aves realizando actividades de cortejo; VU para aves avistadas en el vuelo pasando sobre o por medio de los sitios de muestreo y CAN para aves registradas por medio de cantos y llamados. También se registraron las aves que fueron observadas en la infraestructura alrededor del sitio de muestreo como casas o postes eléctricos, las cuales fueron anotadas con la etiqueta de FU.

Caracterización de los sitios de muestreo

Con el propósito de identificar la relación entre la diversidad de aves y las áreas verdes urbanas que en adelante serán referidas como “parques”, se midieron variables urbanas y de vegetación en cada sitio de muestreo que pueden afectar la abundancia y distribución de las especies de aves (Ortega-Álvarez y MacGregor-Fors, 2010).

En cuanto a las variables urbanas se consideraron: 1) área cementada, 2) número de postes de luz eléctrica, 3) características de la infraestructura urbana en cada sitio (juegos, máquinas de ejercicio, canchas, etc.), 4) perros, 5) gatos, 6) transeúntes, 7) ardillas, 8) motocicletas y 9) bicicletas (Ortega-Álvarez y MacGregor-Fors, 2010). Estas variables fueron registradas en los días que se realizó el muestreo de aves.

Para caracterizar la vegetación, se utilizaron las siguientes variables utilizadas para áreas verdes urbanas de poca extensión: 1) Riqueza de especies de árboles, 2) Cobertura arbórea, 3) Altura de los árboles, 4) Riqueza de especies arbustivas (REAR), 5) Cobertura arbustiva (CAR), 6) Altura de los arbustos (AAR), 7) Riqueza de especies herbáceas (RHE) y 8) Cobertura de herbáceas (CHE) (Ortega-Álvarez y MacGregor-Fors, 2010; Carbó-Ramírez y Zuria, 2011).

Para tomar estas variables se consideraron tres estratos de vegetación: estrato arbóreo representado por plantas de tronco leñoso con altura superior a las 5 m dominado por árboles maduros, estrato arbustivo representado por plantas de talla media con altura de 0.50 m a 5.0 m dominado por arbustos o árboles jóvenes y el

estrato herbáceo representado por plantas que no sobrepasan los 0.50 m, mayormente no leñosas; y para registrar las alturas de cada estrato se registró el promedio de las alturas máxima y mínima (1 dm = 0.1 m). La altura de los estratos fue medida con un distanciómetro marca Bushnell (Ralph *et al.*, 1996). Para medir la cobertura se utilizaron porcentajes con base en la escala de abundancia de cobertura Braun Blanquet (Matteucci y Colma, 1982).

Para identificar las especies vegetales de los sitios estudiados, se utilizó la guía de árboles y arbustos de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México de Rodríguez y Cohen (2003). En cada sitio se identificaron todas las plantas que representaron más del 10% de cobertura hasta la especie, siempre que fue posible, en caso contrario, sólo se catalogaron como hierbas, arbustos o árboles.

Análisis de la información

Se realizó un diagnóstico taxonómico con órdenes, familias géneros y especies para todas las especies y para cada parque, para posteriormente realizar una curva de acumulación de especies, utilizando el lenguaje estadístico de código abierto R Core Team (2020), para estimar el número de especies que se registraron a partir del esfuerzo de muestreo. Este gráfico muestra la acumulación del número de especies en función del número acumulado de muestras (Colwell *et al.*, 2004; Villareal *et al.*, 2006); además, se utilizó el estimador no paramétrico Chao 2 para estimar la riqueza total esperada en los sitios de muestreo, dado que este estimador utiliza los datos de presencia y ausencia de las especies (Moreno, 2001; Magurran, 2004).

También, se midió la abundancia relativa, dividiendo la abundancia de cada especie entre la abundancia total de cada parque, es decir, la proporción de cada especie expresada en porcentaje (π). Este dato también es utilizado en los índices de diversidad. Medir la abundancia relativa de cada especie permite identificar aquellas especies que por su escasa representatividad en la comunidad son más sensibles a las perturbaciones ambientales (Zelada *et al.*, 2010).

Análisis de diversidad alfa

La diversidad alfa puede definirse, en primera instancia, como la riqueza de especies de una comunidad, es decir el número de especies en un lugar. Algunos índices de diversidad miden el número de especies y otros se enfocan más en explicar la estructura de la comunidad, es decir, el valor de importancia de cada especie; por lo tanto, ambos índices son complementarios para explicar la diversidad y por ello son contemplados en este estudio (Moreno, 2001; Villareal, 2006).

Para el análisis de diversidad alfa se utilizaron distintos índices: para estimar la riqueza de especies según el número total de individuos y el número total de especies se utilizó el índice de Margalef, cuyo intervalo va del 1 al 5, donde los valores debajo de 2 son considerados de baja diversidad y por encima de 5 de alta diversidad (Moreno, 2001; Villareal, 2006); para expresar la equidad de especies

en la muestra se utilizó el índice de Shannon-Wiener, donde los valores son más cercanos a 3 representan que los individuos están igualmente distribuidos en las especies (Villareal, 2006); y para estimar la dominancia de especies se utilizó el índice de Simpson que muestra la probabilidad de que dos individuos sacados al azar de una muestra correspondan a la misma especie, donde el valor más cercano a 1 es el que presenta mayor dominancia de especies (Moreno, 2001; Villareal, 2006).

Análisis de diversidad beta

La diversidad beta es el grado de cambio o reemplazo en la composición de especies en diferentes comunidades en un paisaje. Se realizó un análisis de similitud, para medir las diferencias en la composición de especies entre los distintos sitios de muestreo, con base en el índice de similitud de Jaccard para datos cualitativos y el índice de similitud de Sorensen para datos cuantitativos (Moreno, 2001; Villareal, 2006).

Se empleó el software PAST v. 4. 05 (Paleontological Statistics) para calcular la diversidad por medio de índices alfa (α) y como complemento al análisis beta (β), se utilizó este mismo software para obtener un análisis de agrupamientos (*cluster analysis*) o dendograma utilizando los coeficientes de similitud de Sorensen y Jaccard.

Análisis de las variables urbanas

Para identificar las asociaciones entre la riqueza y diversidad de aves con las características de las áreas verdes (variables urbanas y de vegetación) se utilizaron gráficas de regresión lineal múltiple para cada sitio utilizando no más de tres predictores (Mao *et al.*, 2023), donde las variables dependientes fueron la riqueza y la abundancia de aves (Tryjanowski *et al.*, 2017).

Propuesta de elaboración de materiales de difusión

Para la elaboración de los materiales se consideró la información acerca de la riqueza de especies de aves, su abundancia y comportamiento, además de la vegetación en parques urbanos, que incluye la variedad de especies vegetales arbóreas, arbustivas y herbáceas, y especies exóticas.

Los materiales de difusión propuestos son de carácter informativo:

1. Elaboración de una guía rápida que incluya las aves más frecuentes de la zona.
2. Carteles con fotografía e información de las aves más frecuentes de cada uno de los parques.
3. Tríptico con información de la vegetación de las áreas verdes urbanas utilizadas por las aves.
4. Uso del software Educaplay para generar juegos de aprendizaje sobre las aves.

Resultados

Muestreo de aves

Se registraron 54 especies de aves, pertenecientes a 44 géneros, 25 familias y 6 órdenes (Anexo 1). El sitio donde se registró la mayor riqueza de aves fue el parque VillaQui con 38 especies y el sitio IgnaChav con 16 especies, tuvo la menor riqueza de aves registrada para este estudio (Figura 2). Esta riqueza corresponde a la suma de las aves registradas durante los meses de muestreo, lo que corresponde a la diversidad alfa acumulada que es la suma de las especies encontradas entre dos límites de tiempo, es decir, no solo la diversidad alfa puntual de las especies en cada sitio (Halffter y Moreno, 2005).

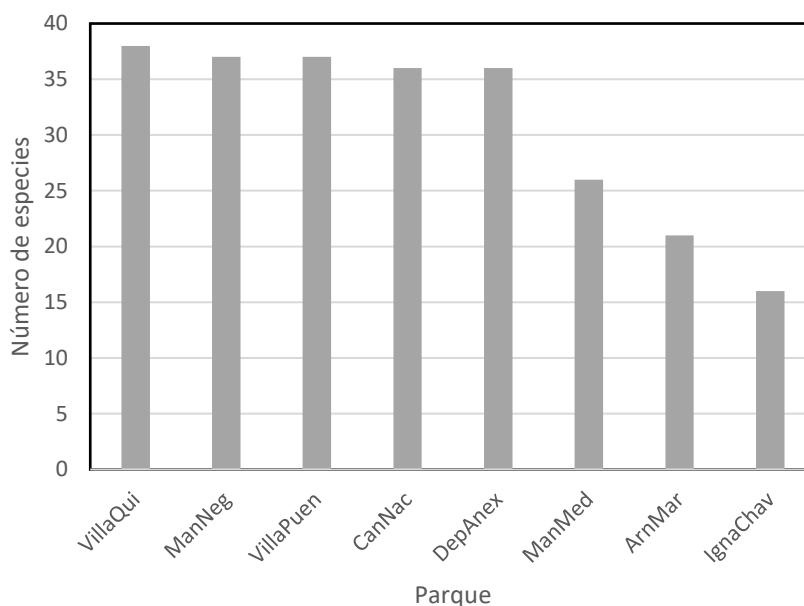


Figura 2. Riqueza de especies en los ocho parques alrededor de la UAM-Xochimilco. Parque de Villa Quietud (VillaQui), Parque Manuel Negrete Arias (ManNeg), Parque de Villa Puente (VillaPuen), Arboleda de Canal Nacional (CanNac), Deportivo Anexo A (DepAnexA), Parque Manuela Medina (ManMed), Parque Arnoldo Martínez (ArnMar) y Parque Ignacio Chávez (IgnaChav).

En cuanto al esfuerzo de muestreo, el estimador no paramétrico Chao 2 indica 59 especies esperadas en la riqueza total de los ocho parques, de las cuales se obtuvieron el 91.5%, con tendencia hacia la asíntota en los últimos dos muestreos, por lo que indica que el esfuerzo de muestreo para este trabajo ha sido suficiente para registrar el número de especies potencialmente existentes, ya que solo no se registraron 5 especies de las esperadas (Figura 3).

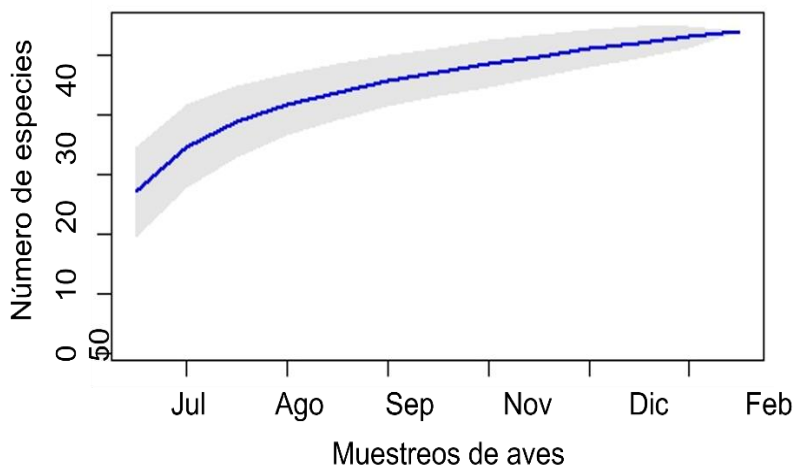


Figura 3. Curva de acumulación de especies en los ocho parques alrededor de la UAM-Xochimilco, de julio a febrero.

El orden mejor representado, por el número de especies, en este estudio fue el de los Passeriformes (74.07%) con 20 familias. Las familias más representativas de la zona de estudio fueron Parulidae 12.9 %, Columbidae 9.25 %, Tyrannidae 9.25% e Icteridae 9.25%; y el 56% de las familias estuvieron representadas por una sola especie (Figura 4). Las especies que fueron registradas con mayor frecuencia fueron *Quiscalus mexicanus* (95), *Columbina inca* (80), *Passer domesticus* (72), *Haemorhus mexicanus* (72) y *Thryomanes bewickii* (67). Se consideró la frecuencia como el número de veces en que cada especie estuvo presente entre el total de muestreos. Por otro lado, las especies que solo tuvieron un avistamiento fueron: *Accipiter striatus*, *Sphyrapicus varius*, *Dryobates scalaris*, *Myiarchus tuberculifer*, *Vireo gilvus*, *Icteria virens*, *Mniotilta varia* y *Sporophila torqueola*.

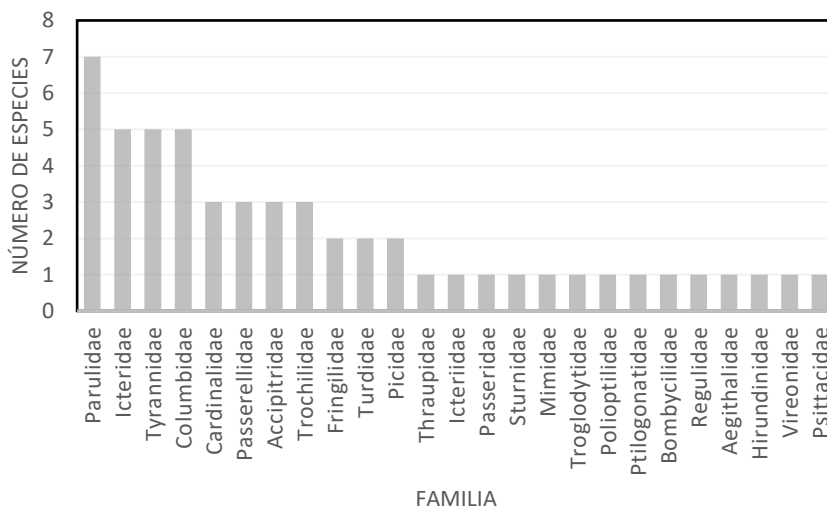


Figura 4. Abundancia de especies por familia en los ocho parques alrededor de la UAM-Xochimilco.

Respecto a la abundancia de las especies, las especies que tuvieron más de 100 registros fueron *Quiscalus mexicanus* (906), *Hirundo rustica* (603), *Bombycilla cedrorum* (442), *Columbina inca* (779), *Haemorhus mexicanus* (514), *Passer domesticus* (330), *Myiopsitta monachus* (336), *Setophaga coronata* (358), *Zenaida asiática* (146), *Turdus rufopalliatus* (124), *Columba livia* (123) y *Thryomanes bewickii* (109) como puede observarse en la Figura 5. Estas especies representan el 84.46% de los registros en el presente estudio.

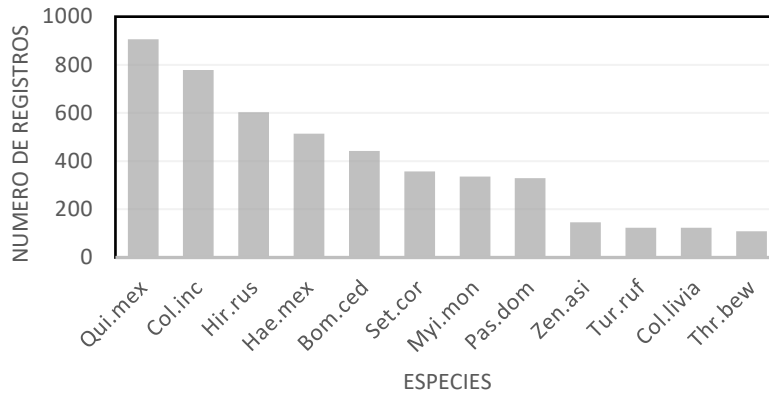


Figura 5. Especies más abundantes en los ocho parques alrededor de la UAM-Xochimilco. *Quiscalus mexicanus* (Quis.mex), *Columbina inca* (Col.inc), *Hirundo rustica* (Hir.rus), *Haemorhus mexicanus* (Hir.rus), *Bombycilla cedrorum* (Bom.ced), *Setophaga coronata* (Set.cor), *Myiopsitta monachus* (Myi.mon), *Passer domesticus* (Pas.dom), *Zenaida asiática* (Zen.asi), *Turdus rufopalliatus* (Tur.ruf), *Columba livia* (Col.livia) y *Thryomanes bewickii* (Thr.bew).

El 66.66% de las especies fueron pocas representadas, se observa a través de la línea potencial que las especies disminuyen progresivamente hasta las que representan el 9.25% de abundancia relativa, lo que muestra que la mayoría de las especies registradas fueron presentes pocas veces (Figura 6).

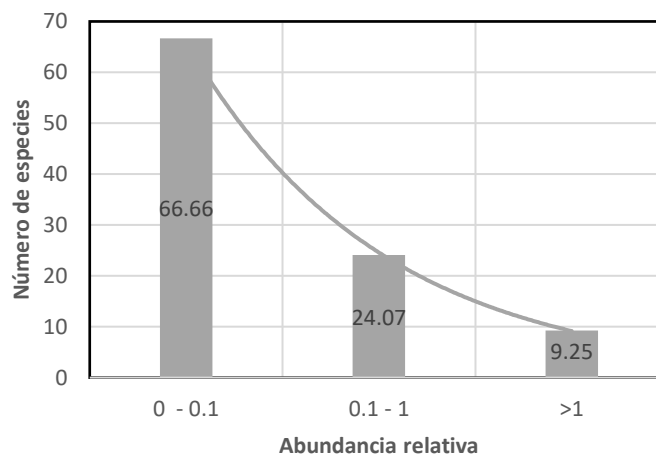


Figura 6. Abundancia relativa de las especies en el área de estudio en los ocho parques alrededor de la UAM-Xochimilco.

De las aves registradas, 34 (62.96 %) son migratorias y 20 (37.04 %) son residentes (Anexo 1). De las especies residentes, 3 (5.56 %) son endémicas de México: *Turdus rufopalliatus* que se encontró en todos los sitios menos en el sitio IgnaChav; *Icterus abellei* que se encontró en casi todos los sitios, a excepción de IgnaChav y ArnMar; y *Sporophila torqueola* registrada únicamente en el DepAnexA. También se registraron 6 (11.1%) especies semiendémicas: *Cyananthus latirostris*, *Tyrannus vociferans*, *Icterus cucullatus*, *Icterus bullockii*, *Leiothlypis virginiae* y *Pheucticus melanocephalus*; y una cuasi endémica: *Ptiliogonys cinereus*. Además, se registraron 5 (9.2%) especies exóticas invasoras, al menos una presente en todos los sitios: *Columba livia*, *Streptopelia decaocto*, *Myiopsitta monachus*, *Sturnus vulgaris* y *Passer domesticus*.

Tres especies (5.56%) se encuentran bajo alguna categoría de protección especial conforme lo señalado en la NOM-059-SEMARNAT-2011, todas ellas pertenecientes al orden Accipitiformes y dos de ellas migratorias: *Accipiter striatus*, que se encontró en el sitio VillaPuen; *Accipiter cooperi*, en los sitios ArnMar, VillaPuen y ManNeg; y *Parabuteo unicinctus*, en los sitios ManMed y VillaPuen.

Respecto al comportamiento de las especies, 26 (49%) fueron observadas forrajeando, seguidas del 9 (17%) que fueron observadas perchadas tanto en la vegetación como en la infraestructura urbana dentro de los sitios de muestreo. Las aves que fueron observadas realizando actividades de cortejo dentro de los sitios de muestreo fueron: *Columbina inca*, *Quiscalus mexicanus*, *Pyrocephalus rubinus*, *Myiopsitta monachus*, *Tyrannus vociferans*, *Ptiliogonys cinereus*, *Passer domesticus*, *Thryomanes bewickii*, *Icterus bullockii*, *Saucerottia beryllina*, *Turdus rufopalliatus*, *Accipiter cooperii* y *Melospiza fusca*, lo que denota su asentamiento en las áreas verdes de la localidad.

En cuanto a los hábitos alimenticios de las aves, se clasificaron en gremios (Figura 7), el gremio de los insectívoros fue conformado por 28 especies (51.85%) y es el gremio alimenticio con mayor riqueza de especies, seguido del gremio de los granívoros con 12 especies (22.22%). El gremio de los omnívoros presentó solamente dos especies (3.7%), *Passer domesticus* y *Quiscalus mexicanus*. En el caso de los nectarívoros, se registraron 3 especies: *Cyananthus latirostris*, *Basilinna leucotis* y *Saucerottia beryllina*; y el mismo número de especies fue registrado para el gremio de los carnívoros, que incluye a las especies *Accipiter striatus*, *Accipiter cooperii* y *Parabuteo unicinctus*.

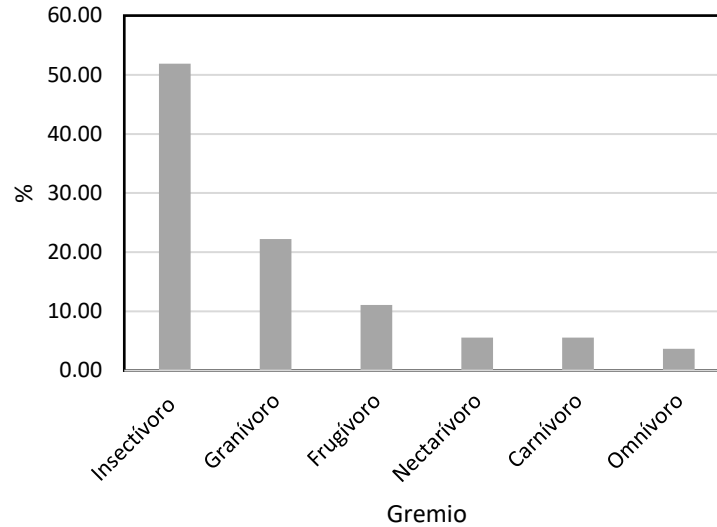


Figura 7. Gremios alimenticios de las aves en el área de estudio en los ocho parques alrededor de la UAM-Xochimilco.

En la tabla 1 se puede observar la diferencia en la presencia de gremios alimenticios en los ocho parques. El gremio alimenticio más abundante fue el gremio de los granívoros con 2162 registros (38.34%), seguido del de los insectívoros con 1425 registros (25.12%) y el de los omnívoros con 1236 registros (21.91%).

Tabla 1. Número de especies E y abundancia (A) de los gremios alimenticios de las aves en el área de estudio en los ocho parques alrededor de la UAM-Xochimilco. Parque Manuela Medina (ManMed), Deportivo Anexo A (DepAnexA), Arboleda de Canal Nacional (CanNac), Parque de Villa Quietud (VillaQui), Parque Arnoldo Martínez (ArnMar), Parque Ignacio Chávez (IgnaChav), Parque de Villa Puente (VillaPuen) y Parque Manuel Negrete Arias (ManNeg).

	Sitio															
	ManMed		DepAnex		CanNac		VillaQui		ArnMar		IgnaChav		VillaPuen		ManNeg	
	E	A	E	A	E	A	E	A	E	A	E	A	E	A	E	A
Insectívoros	10	114	16	167	21	620	20	206	7	64	6	21	15	61	21	164
Granívoro	9	579	12	464	8	240	8	240	7	138	6	97	10	221	7	183
Omnívoro	2	249	2	187	2	215	2	193	2	85	2	153	2	18	2	136
Frugívoro	3	80	6	142	3	86	5	267	3	37	0	0	4	31	5	73
Nectarívoro	1	18	0	0	2	8	3	29	1	4	2	4	3	17	1	13
Carnívoro	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	3	3	1	10

Los insectívoros fueron más abundantes en los parques CanNac y VillaQui, y los que presentaron mayor número de especies en los parques VillaPuen y ManNeg. Los granívoros fueron más abundantes en los parques ManMed y DepAnex, los frugívoros fueron los más abundantes en el parque VillaQui y los omnívoros fueron más abundantes en el parque IgnaChav. En cuanto al gremio de los nectarívoros, estuvieron presentes en todos los parques a excepción del parque DepAnex,

representados principalmente por la especie *Saucerottia beryllina* y los carnívoros estuvieron solamente en cuatro parques.

Caracterización de la vegetación

Cobertura

Se midieron ocho atributos de la vegetación en cada parque tomando en cuenta tres estratos vegetativos: arbóreo, arbustivo y herbáceo. La cobertura vegetal de cada uno de los estratos fue tomada como medida de abundancia (Figura 8).

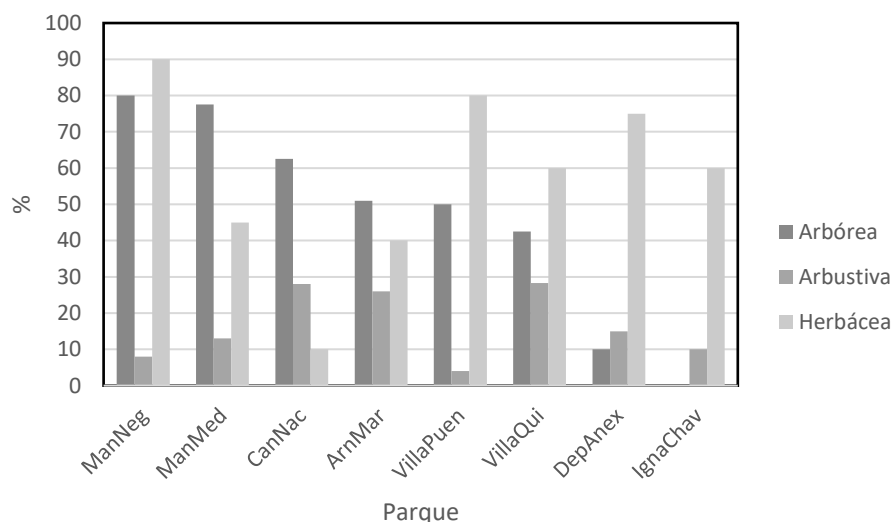


Figura 8. Cobertura de los estratos vegetales en el área de estudio en los ocho parques alrededor de la UAM-Xochimilco. Parque Manuela Medina (ManMed), Deportivo Anexo A (DepAnexA), Arboleda de Canal Nacional (CanNac), Parque de Villa Quietud (VillaQui), Parque Arnoldo Martínez (ArnMar), Parque Ignacio Chávez (IgnaChav), Parque de Villa Puente (VillaPuen) y Parque Manuel Negrete Arias (ManNeg).

En cuanto a la cobertura arbórea, el parque ManNeg fue el que presentó mayor cobertura (80%), seguido del sitio ManMed (77.5%) y el sitio CanNac (65.5%); el resto de los parques presentó una cobertura arbórea de 40 a 50%, a excepción del Sitio DepAnex donde la cobertura fue del 10% y el parque IgnaChav, donde el estrato estuvo ausente. El estrato arbóreo fue el estrato más representativo en los parques ManMed, CanNac y ArnMar.

El estrato arbustivo fue el que presentó menor cobertura en la mayoría de los parques, que osciló del 4% al 28.33%. El parque VillaQui fue el que presentó la mayor cobertura (28.33%), seguido del parque CanNac (28%). Los parques VillaQui y ManNeg presentaron la menor cobertura arbustiva registrada, 4% y 8% respectivamente.

En lo que respecta al estrato herbáceo, se puede observar en la Figura 8 que estuvo presente en todos los sitios, siendo el parque ManNeg el que presentó mayor cobertura herbácea (90%). Consideré como cobertura herbácea, la superficie de

cada parque no cementada y dominada por hierbas, tomando en cuenta que el diseño de los parques y jardines está separado por los fragmentos de área verde y área cementada. El resto de los parques presentaron una cobertura herbácea mayor al 40% a excepción del sitio CanNac, el cuál presentó cambios de remoción de tierra por lo que el estrato herbáceo estuvo ausente

Riqueza de especies

De los estratos vegetativos, el estrato arbóreo fue el que presentó mayor riqueza de especies, 37 en total (Figura 9). En el Anexo 2 se encuentra la lista de especies por parque, que comprende solo la presencia de las especies más conspicuas. De las 38 especies de árboles encontradas en todos los parques 12 (32%) son nativas y 26 (68%) son introducidas. El sitio VillaQui fue el sitio con mayor riqueza de árboles 34 (91.8%), seguido de los parques CanNac y ManMed. Este estrato estuvo representado mayormente por *Eucalyptus camaldulensis*, *Ficus benjamin* y *Schinus terebinthifolia*, que tuvieron una cobertura mayor al 20%. Las especies con una cobertura de 10% a 20% fueron *Jacaranda mimosifolia*, *Schinus molle* y *Fraxinus uhdei*. Las especies presentes solo en un parque fueron *Pinus montezumae* en el parque ManMed, *Salix bonplandiana* y *Prunus serotina* en el sitio CanNac y, *Spathodea campanulata* y *Alnus acuminata* en el parque VillaQuie. Además, se encontraron varias especies frutales comestibles para el ser humano como *Citrus limon*, *Prunus domestica*, *Prunus persica* y *Ficus carica*. Las especies nativas de México encontradas en este estudio fueron: *Washingtonia robusta*, *Fraxinus uhdei*, *Erythrina americana*, *Cupressus lusitanica*, *Pinus montezumae*, *Taxodium mucronatum*, *Salix bonplandiana*, *Prunus serotina*, *Ceiba aesculifolia*, *Pinus leiophylla*, *Alnus acuminata*, *Liquidambar styraciflua* y *Yucca gigantea*; siendo las especies *Fraxinus uhdei*, *Cupressus lusitánica*, *Pinus montezumae*, *Taxodium mucronatum*, *Taxodium mucronatum*, *Salix bonplandiana*, *Prunus serotina*, *Pinus leiophylla* y *Alnus acuminata*, las que tienen poblaciones naturales en el centro de México.

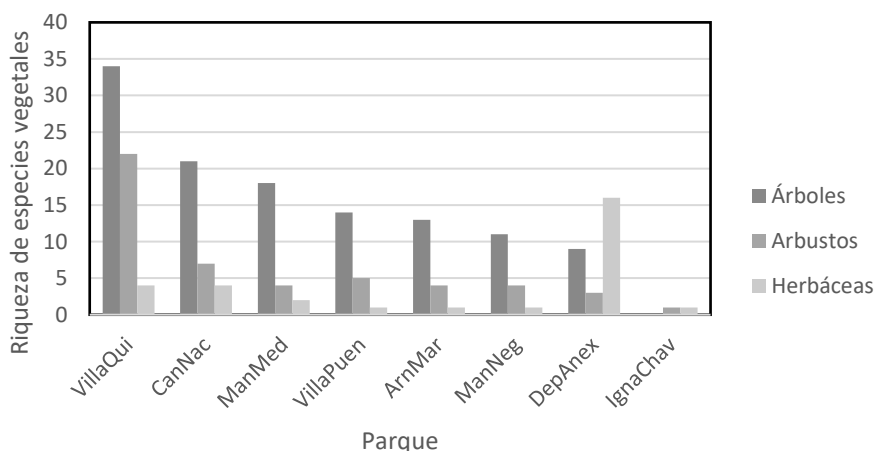


Figura 9. Riqueza de especies vegetales por estrato registradas en el área de estudio en los ocho parques alrededor de la UAM-Xochimilco. Parque Manuela Medina (ManMed), Deportivo Anexo A (DepAnexA), Arboleda de Canal Nacional (CanNac), Parque de Villa Quietud (VillaQui), Parque Arnoldo Martínez (ArnMar), Parque Ignacio Chávez (IgnaChav), Parque de Villa Puente (VillaPuen) y Parque Manuel Negrete Arias (ManNeg).

El estrato arbustivo estuvo representado por 24 especies, 7 (29%) especies son nativas y 17 (71%) son introducidas. De estas especies, 22 estuvieron presentes en el parque VillaQui y en el parque IgnaChav se registró una sola especie. Las especies más registradas fueron *Pittosporum tobira* y *Ligustrum japonicum* y las especies con una cobertura de 10% a 15% fueron *Ricinus communis*. Las especies presentes solo en un parque fueron *Pinus montezumae* en el parque DepAnexA, *Salix bonplandiana* y *Prunus serotina* en el sitio CanNac, y, *Spathodea campanulata* y *Alnus acuminata* en el parque VillaQui. Las especies nativas de México encontradas en este estudio fueron: *Sedum dendroideum*, *Euphorbia pulcherrima*, *Buddleja cordata*, *Sedum dendroideum*, *Salvia microphylla*, *Salvia leucantha* y *Justicia spicigera*.

En cuanto a las especies herbáceas, en total se registraron 20, sin embargo, 16 estuvieron presentes en el parque DepAnex y en el resto de los parques las especies predominantes fueron: *Taraxacum officinale* y *Pennisetum clandestinum*. De las 20 especies, 8 son nativas.

Altura de los estratos

El estrato arbóreo tuvo una altura promedio de 9.17 m, sin embargo, el parque ManMed presentó la altura promedio más alta (13.89m), seguido de los parques DepAnexA, VillaQui y ManNeg con un promedio de altura de más de 10 m. No obstante, los árboles más altos se encontraron en el parque CanNac, pertenecientes a la especie *Eucalyptus camaldulensis* (Figura 10).

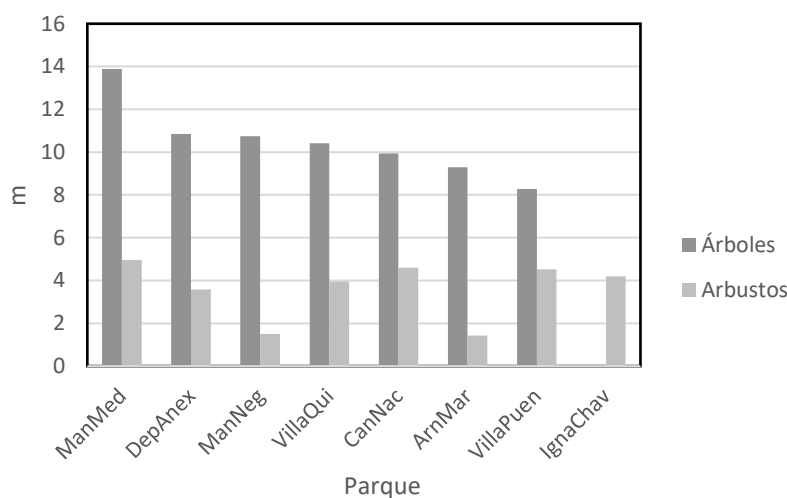


Figura 10 Altura de los estratos en el área de estudio en los ocho parques alrededor de la UAM-Xochimilco. Parque Manuela Medina (ManMed), Deportivo Anexo A (DepAnexA), Arboleda de Canal Nacional (CanNac), Parque de Villa Quietud (VillaQui), Parque Arnoldo Martínez (ArnMar), Parque Ignacio Chávez (IgnaChav), Parque de Villa Puente (VillaPuen) y Parque Manuel Negrete Arias (ManNeg).

Por lo que corresponde al estrato arbustivo, la altura promedio fue de 3.59 m, con arbustos de hasta 5 m de altura. El parque ManMed presentó la altura promedio de arbustos más alta (4.96 m) y el parque ArnMar la más baja (1.92 m).

Variables urbanas

Área total de los parques

De los 8 parques, el parque con mayor superficie total fue el parque VillaQui (32.725,01 m²), seguido del parque ManNeg (18.160,2 m²) y el parque ManMed (16.332,11 m²). El parque con la menor superficie fue VillaPuen (3.380,03 m²). Dentro de los parques, se encuentran senderos y áreas de actividad recreativas los cuales no fueron considerados como superficie del área verde. Los parques con mayor proporción de área verde fueron los parques CanNac y VillaQui (Figura 11).

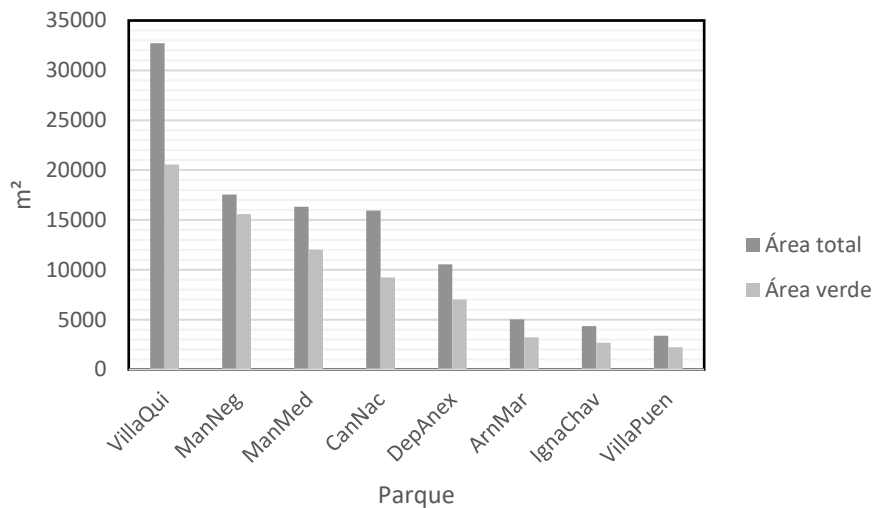


Figura 11. Área total y cementada en el área de estudio en los ocho parques alrededor de la UAM-Xochimilco. Parque Manuela Medina (ManMed), Deportivo Anexo A (DepAnexA), Arboleda de Canal Nacional (CanNac), Parque de Villa Quietud (VillaQui), Parque Arnoldo Martínez (ArnMar), Parque Ignacio Chávez (IgnaChav), Parque de Villa Puente (VillaPuen) y Parque Manuel Negrete Arias (ManNeg).

3.1.2 Infraestructura de parques

Para medir el tipo de estructura con la que cuentan las áreas verdes urbanas se tomó en cuenta el número de lámparas y bancas en cada parque (Figura 12), este tipo de mobiliario se utilizó como variable para medir la presencia humana y además para entender si las aves utilizan ese tipo de infraestructura (ver apartado de Discusión). El parque VillaQui fue el que presentó mayor número de bancas y el sitio ManMed el que presentó mayor número de lámparas.

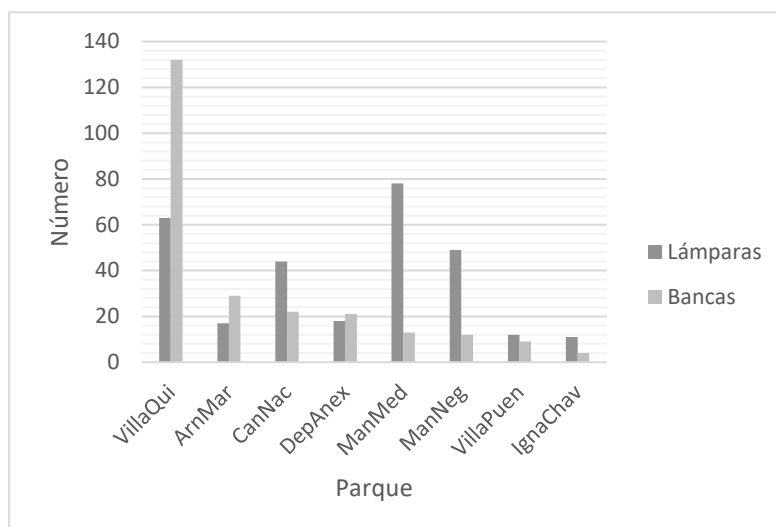


Figura 12. Número de lámparas y bancas en los ocho parques alrededor de la UAM-Xochimilco. Parque Manuela Medina (ManMed), Deportivo Anexo A (DepAnexA), Arboleda de Canal Nacional (CanNac), Parque de Villa Quietud (VillaQui), Parque Arnoldo Martínez (ArnMar), Parque Ignacio Chávez (IgnaChav), Parque de Villa Puente (VillaPuen) y Parque Manuel Negrete Arias (ManNeg).

También se tomó en cuenta la cantidad de juegos infantiles, aparatos de ejercicio y canchas de deporte, dado que influyen en la presencia de las personas que realizan actividades recreativas dentro de los parques. En todos los parques hay juegos infantiles y aparatos de ejercicio como se puede observar en la Tabla 2. Los aparatos de ejercicio son las que se vieron más utilizados por las personas por las mañanas mientras se realizaron los monitoreos. En cuanto a canchas para hacer deporte, solo hay en los parques VillaQui, IgnaChav y VillaPuen, sin embargo, no se observaron personas utilizando las canchas de los sitios IgnaChav y VillaPuen.

Tabla 2. Infraestructura en los ocho parques alrededor de la UAM-Xochimilco. Parque Manuela Medina (ManMed), Deportivo Anexo A (DepAnexA), Arboleda de Canal Nacional (CanNac), Parque de Villa Quietud (VillaQui), Parque Arnoldo Martínez (ArnMar), Parque Ignacio Chávez (IgnaChav), Parque de Villa Puente (VillaPuen) y Parque Manuel Negrete Arias (ManNeg).

Infraestructura	Parques							
	Man Med	Dep Anex	Can Nac	Villa Qui	Arn Mar	Igna Chav	Villa Puen	Man Neg
Juegos infantiles	1	2	1	1	1	1	1	2
Aparatos de ejercicio	1	6	1	1	1	1	1	2
Cancha de deporte	0	0	0	1	0	1	1	0

3.1.3 Actividad humana y depredadores domésticos

Para medir la actividad humana, se tomaron en cuenta las variables de la Tabla 3, las cuales fueron tomadas mientras se realizaron cada uno de los monitoreos. El número de transeúntes y perros registrados fue mayor en los parques ManMed,

CanNac y VillaQui y menor en los sitios DepAnex y VillaPuen. También se tomaron en cuenta el paso de las bicis y motos, las cuales estuvieron más presentes en los sitios ManMed y CanNac. En cuanto a los depredadores domésticos, además de los perros, se registraron gatos y ardillas, y aunque presentaron menor frecuencia que la presencia de perros, se registraron gatos en los parques DepAnex y VillaQui y ardillas en los parques ManMed y VillaQui.

Tabla 3. Número de registros de personas y depredadores domésticos en el área de estudio en los ocho parques alrededor de la UAM-Xochimilco Parque Manuela Medina (ManMed), Deportivo Anexo A (DepAnexA), Arboleda de Canal Nacional (CanNac), Parque de Villa Quietud (VillaQui), Parque Arnoldo Martínez (ArnMar), Parque Ignacio Chávez (IgnaChav), Parque de Villa Puente (VillaPuen) y Parque Manuel Negrete Arias (ManNeg).

Variable	Man Med	Dep Anex	Can Nac	Villa Qui	Arn Mar	Igna Chav	Villa Puen	Man Neg
Transeúntes	822	26	760	896	51	38	83	213
Perros	254	4	117	386	41	23	48	105
Gatos	0	1	0	1	0	0	0	0
Ardillas	1	0	0	15	0	0	0	0
Motos	17	0	18	1	0	0	0	0
Bicis	14	1	21	6	1	0	2	3

También, se observaron comederos para aves en los parques ManMed, VillaQui y VillaPuen y bebederos en el parque VillaPuen. En el parque ManMed se observó la provisión de alimento en el suelo por parte de los humanos, que proporcionan migajas de pan con el propósito de alimentar a las aves, siendo aprovechadas en su mayoría por especies de la familia Columbidae.

3.1.4 Modificaciones físicas al medio

Durante los monitoreos se registraron varios cambios de suelo en algunos de los parques que se enlistarán a continuación.

En todos de los parques se registró el mantenimiento de los parques aproximadamente cada 3 meses, dicho mantenimiento incluye la poda del pasto y remoción de malezas.

En el parque ManMed se empezó a realizar una obra de excavación para la implementación de un pozo de agua en la colonia alrededor del parque, en un área de aproximadamente 893 m². Para la implementación de la obra realizaron remoción de tierra y talaron algunos árboles, así como implementaron una cerca delimitando el área de la obra.

En el parque DepAnexA se empezó a realizar una obra, que incluyó la cementación de aproximadamente 480 m² del área dentro del parque. Esta obra fue abandonada y permitió nuevamente el crecimiento de hierbas.

En el parque CanNac, mientras se realizaron los monitoreos, estaba en obra el proyecto del Tramo 3 del Canal Nacional, el cual incluye la parte del Canal dentro

de la delegación Xochimilco. Durante esta obra hubo remoción de tierra, pavimentación, construcción de inmobiliario como bancas, y plantación de diferentes tipos de hierbas en los últimos meses de este monitoreo, por lo que siempre había personas trabajando, incluso con máquinas de construcción durante la duración de todos los monitoreos.

En el parque VillaPuen también se realizó la obra de un pozo de agua de aproximadamente 50 m². Esta obra se concluyó al mes de haberla iniciado, así que en los últimos dos monitoreos se observó nuevamente el crecimiento de pasto en el lugar donde se realizó la excavación.

3.3 Análisis de la información

3.3.2 Diversidad alfa

En el análisis de diversidad alfa acumulada de las aves en los parques (Figura 13), la riqueza de especies con base en el índice de Margalef presentó valores arriba de 3, donde el parque VillaPuen obtuvo el valor más alto (6.11).

En cuanto a la equitatividad del índice de Shannon, podemos observar que la diferencia de valores va del 1 a cerca del 3, donde los parques VillaPuen y ManNeg presentaron los valores más altos, 2.77 y 2.67 respectivamente.

En el caso la dominancia de Simpson, los parques DepAnexA y VillaPuen tuvieron los valores más altos, 0.9 y 0.89 respectivamente.

El parque IgnaChav presentó los valores más bajos de todos los índices (DMg=3.1, H'²= 2.17 y CINV =0.84).

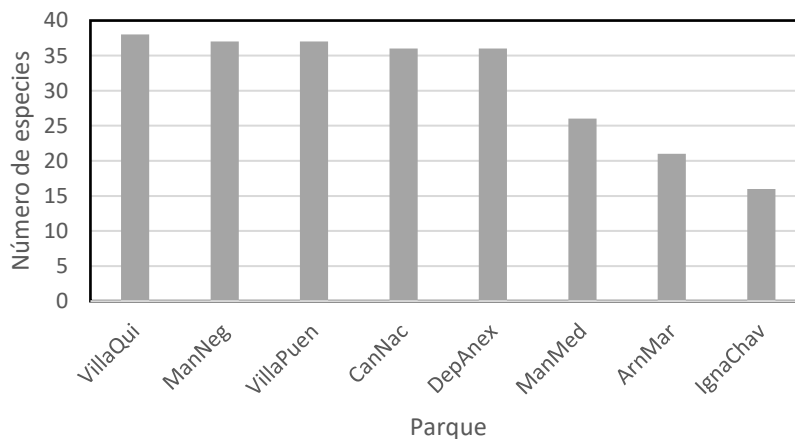


Figura 13. Diversidad alfa en el área de estudio en los ocho parques alrededor de la UAM-Xochimilco. Parque Manuela Medina (ManMed), Deportivo Anexo A (DepAnexA), Arboleda de Canal Nacional (CanNac), Parque de Villa Quietud (VillaQui), Parque Arnoldo Martínez (ArnMar), Parque Ignacio Chávez (IgnaChav), Parque de Villa Puente (VillaPuen) y Parque Manuel Negrete Arias (ManNeg).

Respecto a la diversidad alfa acumulada analizada por mes de muestreo, se puede observar que fue cambiando a lo largo de los meses. En el caso del índice de Margalef, la riqueza fue aumentando de junio a febrero, donde el valor más alto fue de 5.15. En cambio, la equitatividad de Shannon fue fluctuando a lo largo del año, siendo el valor más alto de 2.67, que corresponde al mes de junio, cuando se empezaron los monitoreos. En cuanto a la dominancia de Simpson, los valores más altos corresponden a los meses de Junio y Diciembre (0.9), con tendencia a aumentar a partir del mes de septiembre y disminuir a partir del mes de enero (Figura 14).

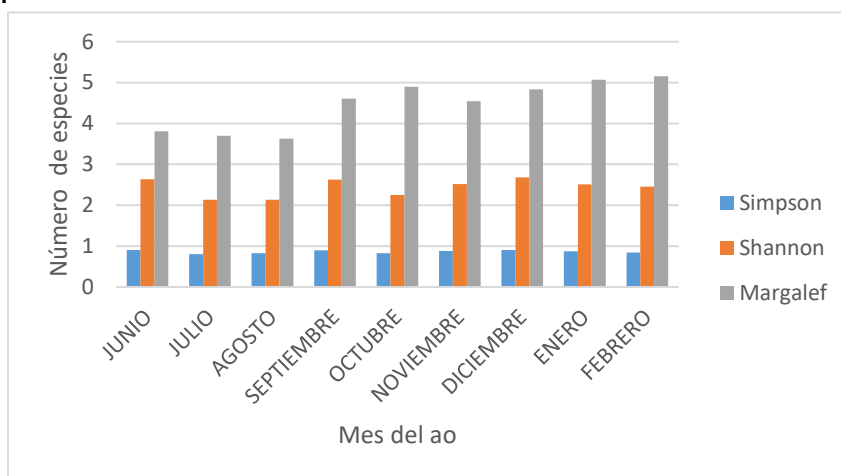


Figura 14. Diversidad alfa por mes del año en el área de estudio en los ocho parques alrededor de la UAM-Xochimilco.

Diversidad beta

De las 54 especies en este estudio, 30 fue el mayor número de especies que se compartieron entre los diferentes parques, lo que incluye a los parques DepAnexA, VillaQui, VillaPue y ManNeg. De acuerdo con índice de Jaccard y Sorensen, los parques con mayor similitud son DepAnex A con VillaPue y DepAnexA con ManNeg, con un valor de 0.69 y 0.82 para cada índice respectivamente (Tabla 4).

Tabla 4. Resultados de los índices de Jaccard (celdas azules) y Sorensen (celdas verdes) entre los ocho parques alrededor de la UAM-Xochimilco. Parque Manuela Medina (ManMed), Deportivo Anexo A (DepAnexA), Arboleda de Canal Nacional (CanNac), Parque de Villa Quietud (VillaQui), Parque Arnoldo Martínez (ArnMar), Parque Ignacio Chávez (IgnaChav), Parque de Villa Puente (VillaPuen) y Parque Manuel Negrete Arias (ManNeg).

Parque	ManMed	DepAnex	CanNac	VillaQui	ArnMar	IgnaChav	VillaPuen	ManNeg
ManMed	1	0.58	0.47	0.56	0.56	0.50	0.65	0.50
DepAnex	0.74	1	0.56	0.68	0.50	0.36	0.69	0.69
CanNac	0.64	0.72	1	0.64	0.42	0.36	0.62	0.62
VillaQui	0.71	0.81	0.78	1	0.47	0.35	0.66	0.66
ArnMar	0.72	0.66	0.59	0.64	1	0.42	0.52	0.52
IgnaChav	0.66	0.53	0.53	0.51	0.59	1	0.43	0.32
VillaPuen	0.79	0.82	0.76	0.80	0.68	0.43	1	0.68
ManNeg	0.66	0.82	0.76	0.80	0.68	0.32	0.81	1

A partir de los datos mencionados anteriormente, se generaron análisis de agrupamientos (*cluster analysis*) o dendograma entre los ocho parques de muestreo. En cuanto al índice de Jaccard para datos cualitativos (Figura 14), al trazar un corte al 0.5, se obtuvo la formación de dos grupos o conglomerados y un sitio aislado del resto, que corresponde a valores bajos de similitud y mayor diferencia en la composición de especies con los otros sitios. Los sitios DepAnex y VillaPuen presentan la mayor similitud de todos los sitios, con 0.7, seguidos de la agrupación con el sitio ManNeg, que también presentó 0.7 de similitud, considerando que los sitios VillaPuen y ManNeg tuvieron el mismo número de especies y se diferenciaron del sitio DepAnexA por una especie menos. El sitio IgnaChav, fue aislado del resto, mostrando una similitud de 0.4 con el resto de los sitios, lo que representa la similitud más baja entre sitios (Figura 15).

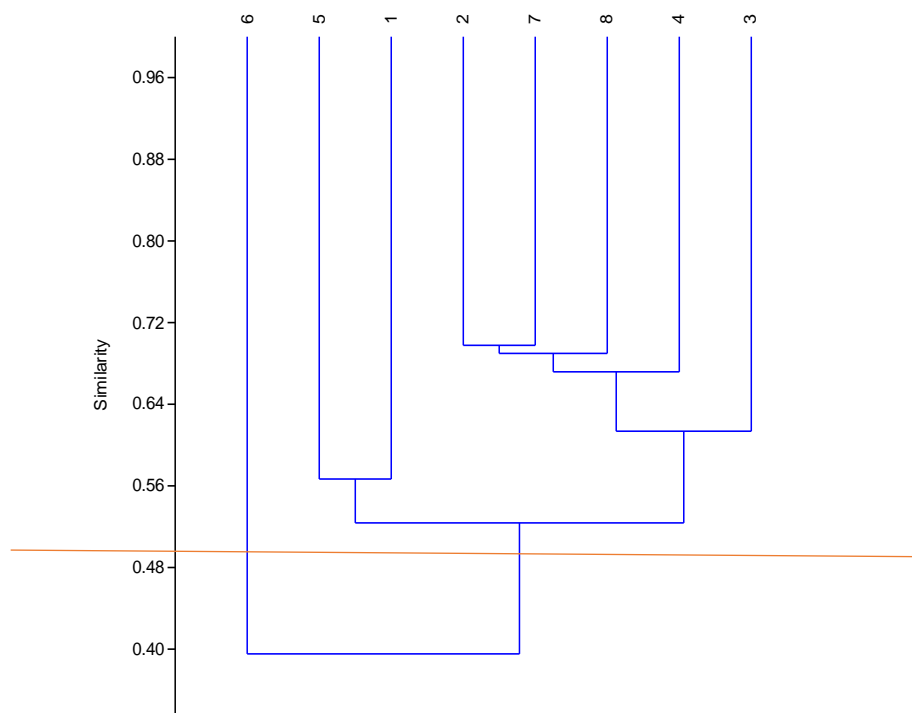


Figura 15. Dendrograma de similitud de Jaccard, donde se muestra el agrupamiento de los sitios muestreados de acuerdo con su similitud en la presencia y abundancia de las especies que los componen. La línea naranja representa la línea de corte a 50% de similitud. Obtenido a partir del programa PAST 3.18. Los parques se encuentran representados por números. Parque Manuela Medina (1), Deportivo Anexo A (2), Arboleda de Canal Nacional (3), Parque de Villa Quietud (4), Parque Arnoldo Martínez (5), Parque Ignacio Chávez (6), Parque de Villa Puente (7) y Parque Manuel Negrete Arias (8).

En cuanto al dendrograma del índice de Sorensen para datos cualitativos todos los sitios tuvieron una similitud mayor al 0.5 donde los conglomerados formados están arriba de 0.7. Se puede observar en la Figura 15 que se formaron los mismos conglomerados que en el dendrograma anterior, donde la similitud más alta entre

sitios fue de 0.82 entre los sitios DepAnex, VillaPuen y ManNeg; así mismo, el sitio IgnaChav fue aislado del resto, con una similitud abajo de 0.66 con los demás sitios (Figura 16).

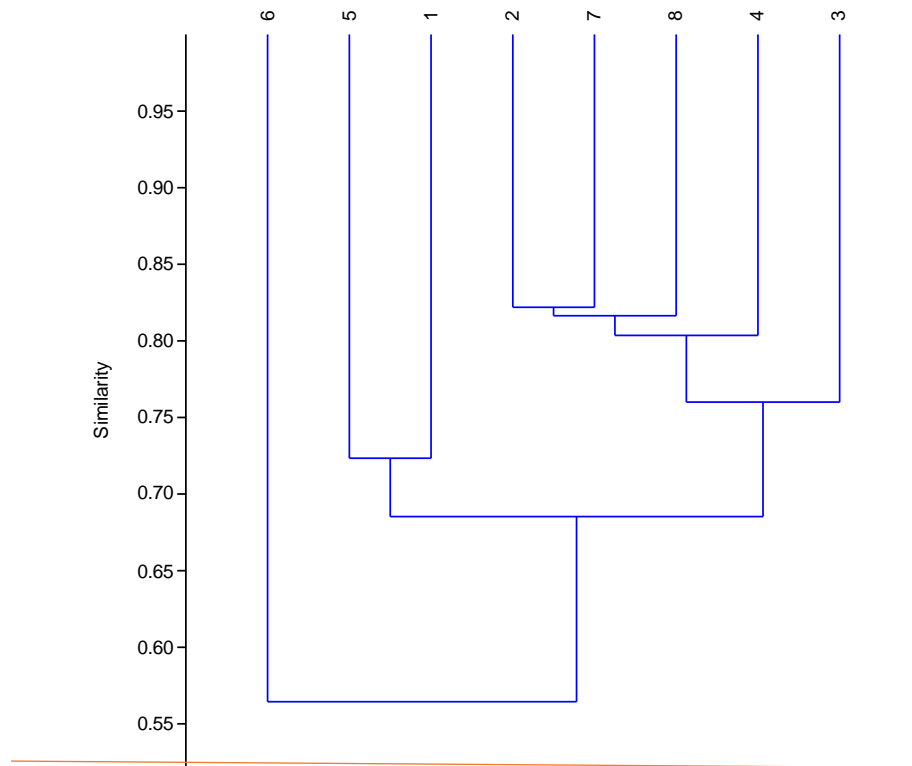


Figura 16. Dendrograma de similitud de Sorensen, donde se muestra el agrupamiento de los sitios muestreados de acuerdo con su similitud en la presencia y abundancia de las especies que los componen. La línea naranja representa la línea de corte a 50% de similitud. Obtenido a partir del programa PAST 3.18. Los parques se encuentran representados por números. Parque Manuela Medina (1), Deportivo Anexo A (2), Arboleda de Canal Nacional (3), Parque de Villa Quietud (4), Parque Arnoldo Martínez (5), Parque Ignacio Chávez (6), Parque de Villa Puente (7) y Parque Manuel Negrete Arias (8).

Análisis de las variables urbanas

De acuerdo con los valores de P obtenidos para las correlaciones lineares múltiples en este estudio, ningún valor fue estadísticamente significativo, ya que todos estuvieron por arriba de 0.05, sin embargo, se observaron diferencias resaltables de algunas variables. En este apartado se mencionan las correlaciones lineares múltiples que son más explicativas para este estudio.

Entre el área total de los sitios y la riqueza de especies, el valor de P fue de 0.45, con mayor número de especies a mayor superficie total (Figura 17a), donde los

sitios con mayor número de especies registradas tuvieron una superficie de entre 10,000 y 20,000 m²; en cuanto al área cementada, se observa que, en los sitios con mayor área cementada, también fue mayor la abundancia de aves, con un valor de P de 0.73 (Figura 17b).

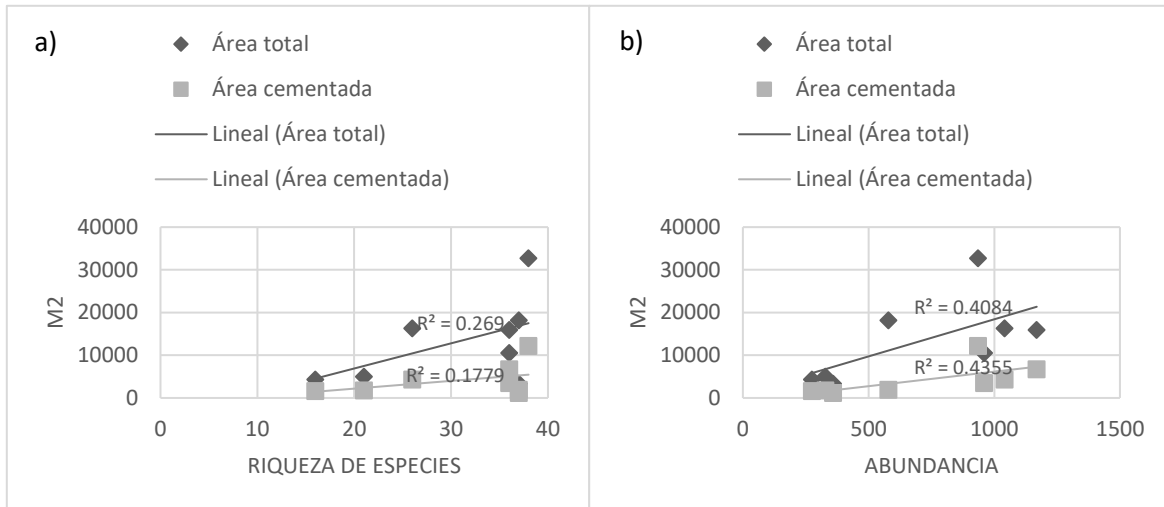


Figura 17. a) Correlación entre la riqueza de aves y el área total y cementada. b) Correlación entre la abundancia de aves y el área total y cementada.

El número de bancas y el número de lámparas no tuvieron una correlación significativa con el número de especies de aves (Figura 18b), sin embargo, se registraron mayor número de especies de aves en los sitios con un número de bancas entre 40 y 70, donde el valor de P de 0.12 entre la abundancia de aves y el número de lámparas (Figura 18a).

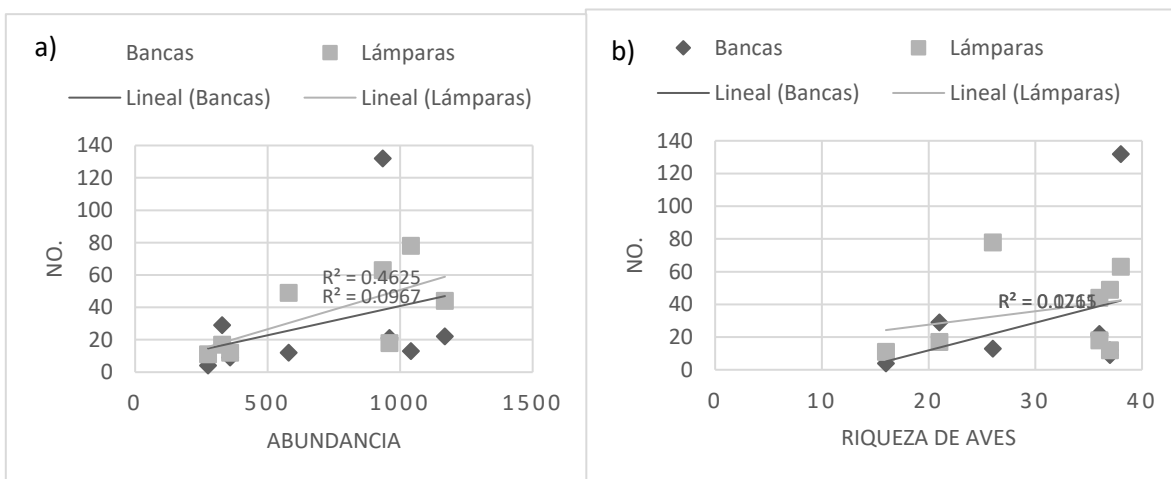


Figura 18. a) Correlación entre la riqueza de aves y el número de bancas y lámparas. b) Correlación entre la abundancia de aves y el número de bancas y lámparas.

Los juegos infantiles y los aparatos de ejercicio no afectaron la presencia de las aves, ya que como se puede observar en la Figura 19a,b; el número de especies y de individuos no presentó gran variación.

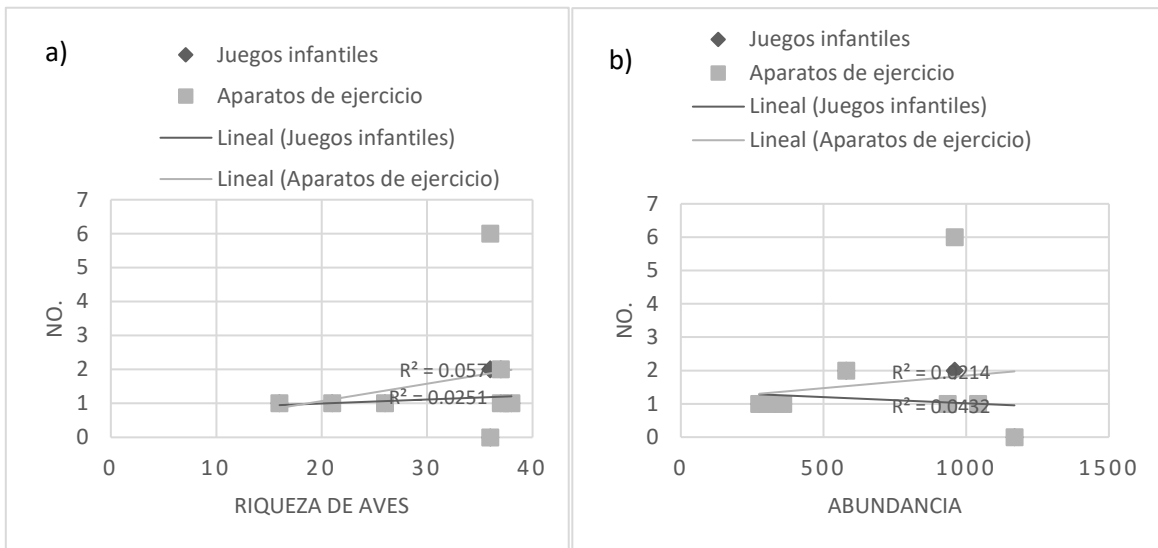


Figura 19. a) Correlación entre la riqueza de aves y la presencia de juegos infantiles y aparatos de ejercicio. b) Correlación entre la abundancia de aves y la presencia de juegos infantiles y aparatos de ejercicio.

En cuanto a la relación entre transeúntes y perros, se observó mayor correlación con la abundancia de especies (Figura 20a), donde el valor de P fue de 0.053 para transeúntes y de 0.26 para perros, lo que quiere decir, que existe una relación entre el número de personas haciendo actividades en los sitios de muestreo y la abundancia de aves; y a mayor presencia de transeúntes también se observó un aumento en la presencia de perros (Figura 20b).

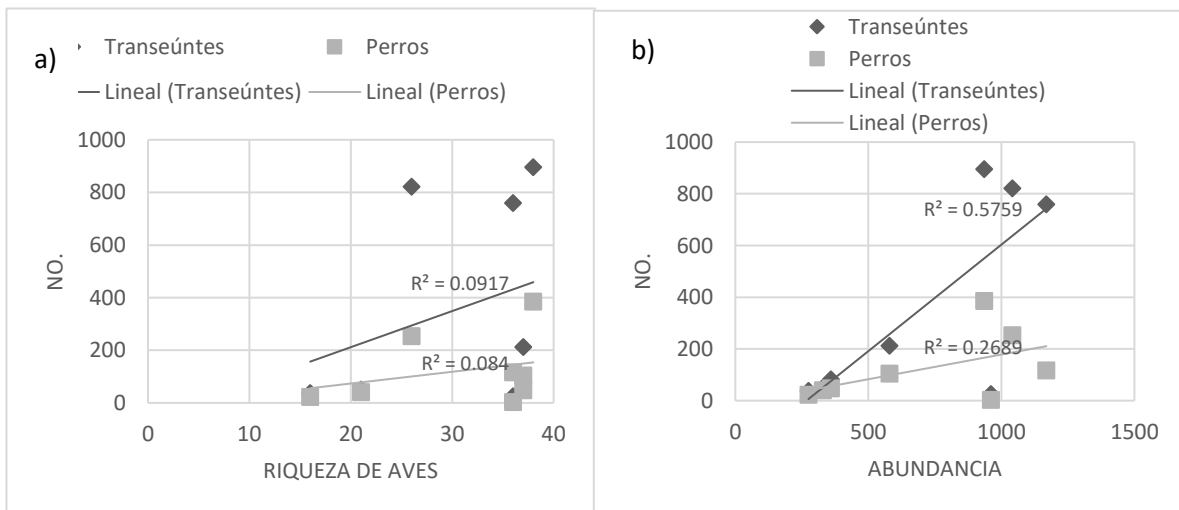


Figura 20. a) Correlación entre la riqueza de aves y el número de transeúntes y perros presentes. b) Correlación entre la abundancia de aves y el número de transeúntes y perros presentes.

Dentro de la actividad humana se tomaron en cuenta las variables de motocicletas y bicicletas que pasaban al momento del registro de las especies. El valor obtenido más resaltante $P=0.08$ entre, la correlación entre riqueza de especies y bicicletas (Figura 21a). En cambio, la abundancia de aves presenta una mayor diferencia con motos y bicicletas, sin embargo, estas variables solo presentaron valores altos en los sitios ManMed y CanNac (Figura 21b).

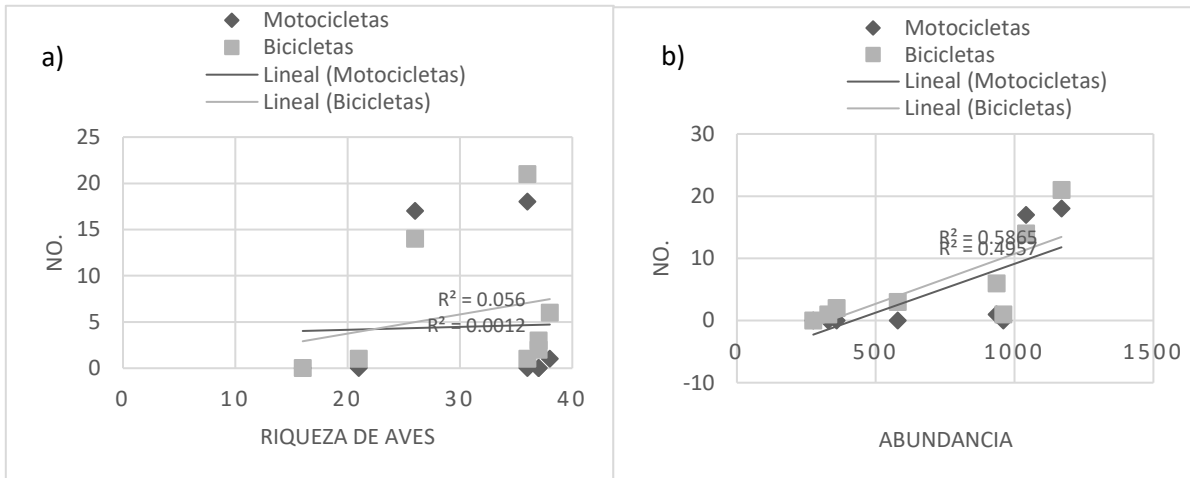


Figura 21. a) Correlación entre la riqueza de aves y el número de motocicletas y bicicletas presentes. b) Correlación entre la abundancia de aves y el número de motocicletas y bicicletas presentes.

Algo similar sucedió con las variables de gatos y ardillas, que solo fueron presentes en los sitios ManMed, DepAnexA y VillaQui. La riqueza y abundancia de aves no tuvieron correlación con la presencia de gatos, y la presencia de ardillas fue mayor en los sitios con mayor abundancia de aves (Figura 22 a,b).

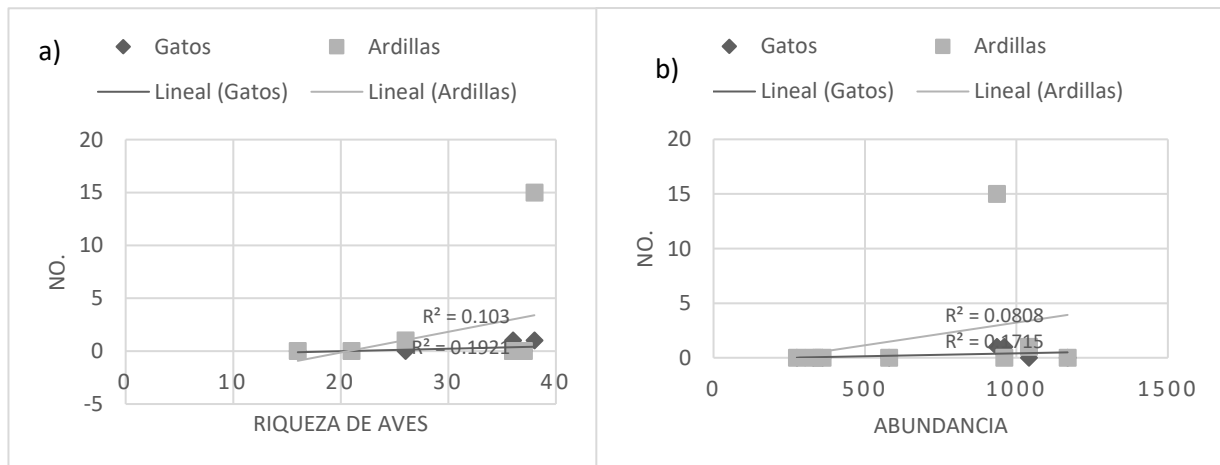


Figura 22. a) Correlación entre la riqueza de aves y el número de gatos y ardillas presentes. b) Correlación entre la abundancia de aves y el número de gatos y ardillas presentes.

La riqueza de especies tuvo tendencia a aumentar cuando la cobertura arbórea y arbustiva fue mayor a 40% (Figura 23a). Los valores de P fueron 0.36 y 0.41 respectivamente. En el caso de la abundancia de aves, la abundancia de aves presentó una correlación positiva con el porcentaje de cobertura arbórea y arbustiva y negativa con la cobertura herbácea (Figura 23b).

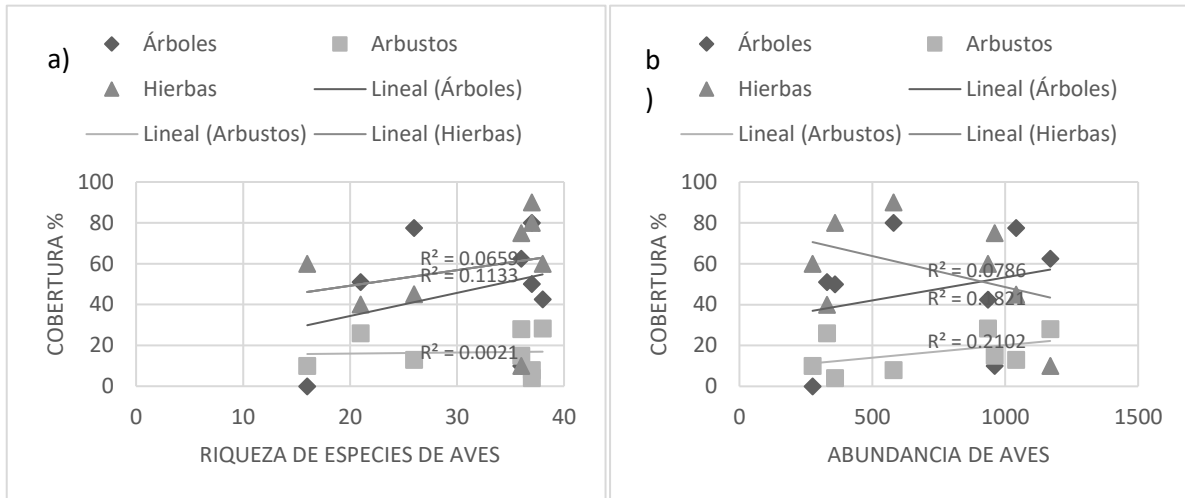


Figura 23. a) Correlación entre la riqueza de aves y la cobertura vegetal. b) Correlación entre la abundancia de aves y la cobertura vegetal.

La riqueza de aves presentó un valor de P de 0.18 con la altura de los árboles (Figura 24a) y la abundancia una probabilidad de correlación de 0.13 con la altura de los arbustos (Figura 24b).

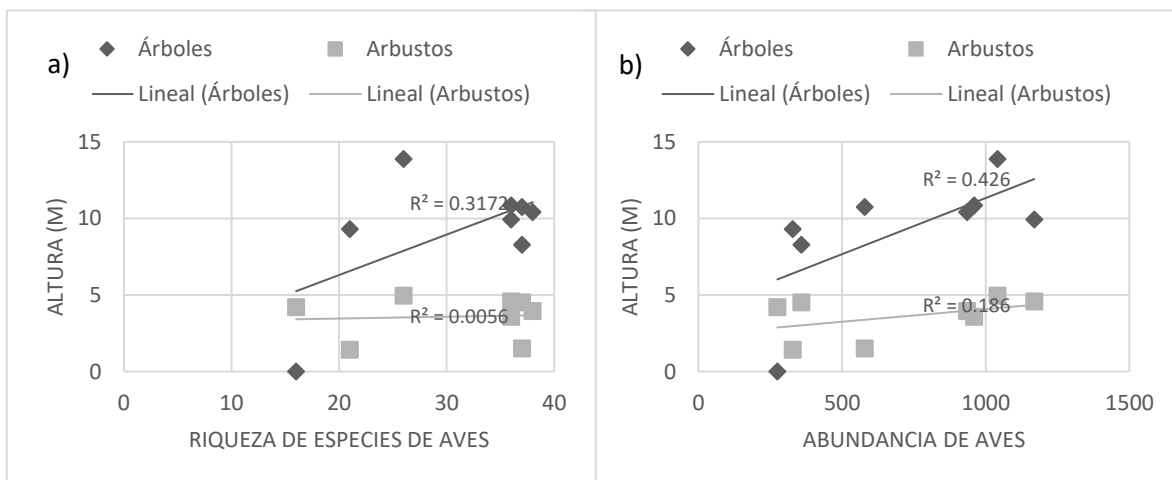


Figura 24. a) Correlación entre la riqueza de aves y la altura de la vegetación. b) Correlación entre la abundancia de aves y la altura de la vegetación.

La riqueza y abundancia de aves tuvo tendencia a aumentar en los sitios que presentaron mayor riqueza de especies de árboles. El valor de P fue de 0.07 entre la riqueza de especies de árboles y la abundancia de aves (Figura 25b). En cuanto a las hierbas, tuvieron valor de P de 0.36 en correlación con la riqueza de aves (Figura 25a).

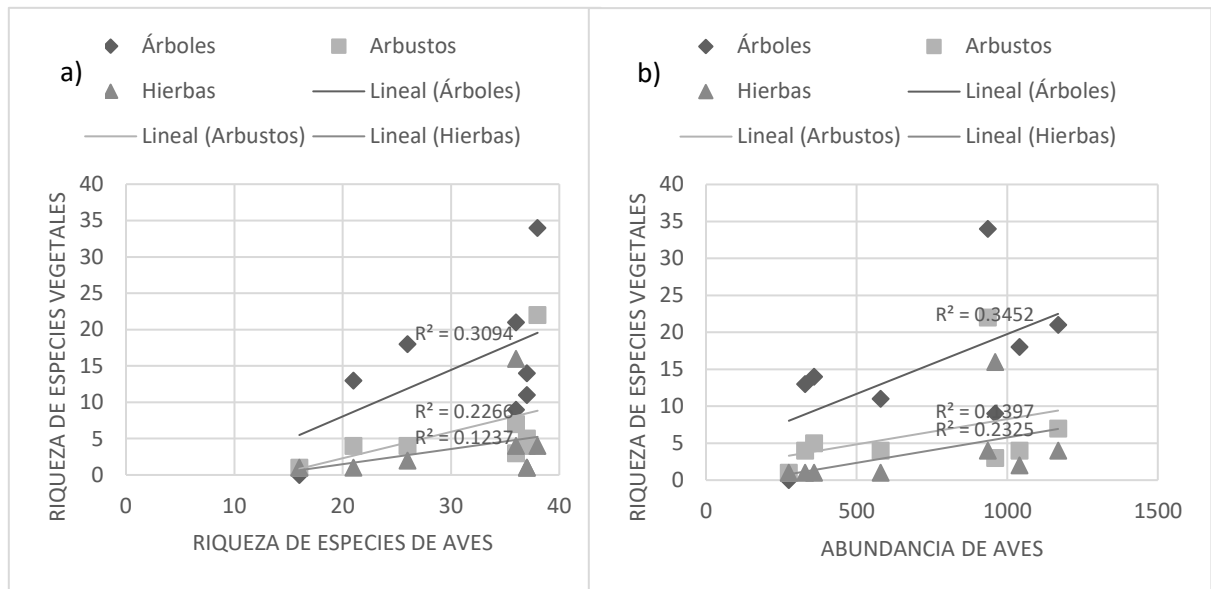


Figura 25. a) Correlación entre la riqueza de aves y la riqueza vegetal. b) Correlación entre la abundancia de aves y la riqueza vegetal.

De acuerdo con los valores presentados, se encontró mayor correlación entre la abundancia de aves y los transeúntes, lámparas, riqueza de árboles y altura de árboles, siendo la variable de abundancia más explicativa que la riqueza de especies.

Propuesta de elaboración de materiales de difusión

La información utilizada para los materiales de difusión es la siguiente:

1. Las 23 especies más frecuentes de todos los parques para la elaboración de la guía de aves: *Columba livia*, *Streptopelia decaocto*, *Columbina inca*, *Zenaida asiática*, *Zenaida macroura*, *Saucerottia beryllina*, *Myiopsitta monachus*, *Tyrannus vociferans*, *Hirundo rustica*, *Psaltriparus minimus*, *Corthylio caléndula*, *Thryomanes bewickii*, *Toxostoma curvirostre*, *Turdus rufopalliatus*, *Passer domesticus*, *Haemorus mexicanus*, *Spinus psaltria*, *Melozone fusca*, *Quiscalus mexicanus*, *Leiothlypis ruficapilla*, *Setophaga coronata*, *Cardellina pusilla* y *Piranga rubra*.
2. Carteles de las 5 especies más frecuentes: *Quiscalus mexicanus*, *Columbina inca*, *Passer domesticus*, *Haemorus mexicanus* y *Thryomanes bewickii*.

3. Tríptico con información de la vegetación comúnmente más utilizada por las aves y los recursos que esta les aporta. Las especies seleccionadas son: *Eucalyptus camaldulensis*, *Casuarina equisetifolia*, *Fraxinus uhdei*, *Schinus mole* y *Erythrina americana*.
4. Juegos de Eduplay: sopa de letras, crucigrama y memorama.

Discusión

En la Ciudad de México se registraron 355 especies de aves de acuerdo con Meléndez-Herrada *et al.* (2013), 377 especies en un estudio reciente realizado por Pérez-Lima (2020). Las 54 especies de aves observadas en este estudio representan el 14-15% de los registros para Ciudad de México. De acuerdo con Pérez-Lima (2020), los estudios realizados principalmente en áreas verdes son los que han registrado la mayor cantidad de especies, lo que puede deberse a la variedad de hábitats, especies vegetales y, por lo tanto, a los recursos disponibles.

La riqueza de especies registrada en este trabajo fue mayor a otros estudios de áreas verdes dentro de ciudades. Ortega-Álvarez y Macgregor-Fors (2010), registraron 45 especies de aves residentes en 5 parques urbanos y Almazán-Núñez e Hinterhoizer-Rodríguez (2010) registraron 46 especies. Fuera de México también se han encontrado resultados similares en áreas verdes urbanas como en Indonesia, donde Prihandi y Nurviato (2022) obtuvieron 40 especies en 5 áreas verdes urbanas, en Brasil, DeToledo *et al.*, (2011) reportó 64 especies y en Ecuador, Jacome-Negrete *et al.* (2019) registró 29 especies en 9 sitios, por lo que la riqueza de especies obtenida para este estudio es relativamente alta, tomando en cuenta que algunos de los sitios de estos estudios son mayores a 2 ha. Otro estudio donde se tomaron en cuenta áreas verdes urbanas menores a 2 ha, obtuvieron una riqueza de especies de 64, similar a este estudio (Murgui, 2007).

Dos de las familias más representadas coinciden con lo obtenido por Jacome-Negrete *et al.* (2019), las cuales fueron Tyrannidae y Columbidae. Además, Almazán e Hinterholzer (2010), registraron una alta abundancia de la familia Parulidae, lo que concuerda con los resultados de este estudio, donde la familia Parulidae fue la más representativa con 7 especies, esta familia corresponde a especies migratorias, y a pesar de que, en los 8 sitios de muestreo se registraron mayormente especies residentes en cuanto a su abundancia, el 63% de las especies registradas fueron migratorias.

El número de especies migratorias sugiere que las áreas verdes estudiadas son buenos sitios de alimentación y descanso (Dávalos 2016); una de las especies más abundantes dentro de los sitios de muestreo fue *Setophaga coronata* con 358 registros, que es una especie migratoria frecuente en zonas urbanas, que permanece

en los sitios todo el invierno (Meléndez-Herrada *et al.*, 2013). Otra de las especies migratorias abundantes en este estudio fue *Bombycilla cedrorum*, con 603 registros. Esta especie se registró únicamente en el último monitoreo, que corresponde con su temporada de migración; sin embargo, cabe resaltar que es una especie gregaria con migraciones transitorias que encuentra refugio en las ciudades donde se alimenta de frutos pequeños que son abundantes en plantas ornamentales frecuentemente plantadas en áreas urbanas (Luther *et al.*, 2008).

Diversos estudios mencionan a las siguientes especies como indicadoras de la urbanización: , *Columba livia*, *Columbina inca*, *Passer domesticus*, *Haemorphus mexicanus*, *Hirundo rustica*, *Sturnus vulgaris*, *Quiscalus mexicanus* y *Sturnus vulgaris* (MacGregor-Fors, 2005; Pérez-Lima, 2020), las cuales fueron registradas en este estudio, siendo *Quiscalus mexicanus* la especie más abundante y con mayor frecuencia de aparición, seguida de *Columbina inca*, *Haemorphus mexicanus* y *Passer domesticus*; estas especies se benefician directamente del alimento que las personas que visitan los parques les proporcionan (Dávalos, 2016). *Quiscalus mexicanus* presentó el mayor número de registros, lo que puede deberse a que es una especie muy territorial, que compete y desplaza a otras especies. Las especies más frecuentes, son las que generalmente toleran más los efectos de la urbanización (Sánchez-Sánchez, 2010; Dávalos, 2016).

Los registros de especies exóticas invasoras incluyen a *Passer domesticus*, *Sturnus vulgaris*, *Streptopelia decaocto* y *Myiopsitta monachus*. Esta última es una especie que ha ampliado su distribución en los últimos años y que es abundante en la zona de muestreo, donde existe vegetación exótica como *Eucalyptus camadulensis* donde crea sus nidos y puede obtener alimento durante todo el año (Rámirez-Albores, 2012; Rodríguez-Pastor *et al.*, 2012). Las especies exóticas invasoras aumentan la abundancia total de aves (Evans *et al.*, 2009) como se pudo observar en este estudio donde algunas de las especies más abundantes son aves exóticas invasoras. En las áreas verdes urbanas se suele medir el incremento del número total de aves contra la disminución de la diversidad de especies (Halffter y Moreno, 2005).

Es pertinente enfatizar que a pesar de que en los sitios de muestreo se registró la presencia abundante de especies invasoras, también se registró la presencia de especies endémicas, las cuales ayudan a indicar patrones biogeográficos específicos de un área determinada (Noguera-Urbano, 2017), por ejemplo, una de las tres especies endémicas reportadas *Turdus rufopalliatus*, también fue una de las especies más abundantes, lo que indica que esta especie se ha establecido exitosamente en áreas verdes urbanas (Martínez-Morales *et al.*, 2010).

También, es necesario subrayar el registro de tres especies que se encuentran bajo alguna categoría de protección especial conforme lo señalado en la NOM-059-SEMARNAT-2011, en este caso las tres especies de aves rapaces registradas. La presencia de aves rapaces en los sitios de muestreo puede indicar la variedad de alimento que estos sitios pueden proporcionarles, incrementando incluso sus

poblaciones en zonas urbanas al establecerse dentro de áreas verdes en las ciudades (Dávalos 2016). En los últimos monitoreos realizados en este estudio, se observó una pareja de *Accipiter cooperii* construyendo un nido.

En cuanto a los gremios tróficos de este estudio, el gremio con más especies fue el de los insectívoros al igual que en otros estudios (De Toledo, 2011), sin embargo, el gremio con mayor abundancia de individuos fue el de los granívoros; dado que, 5 de las 12 especies más abundantes tienen hábitos granívoros, lo que suma una abundancia de 1888(33.4%), del total de 5647 para este estudio, en cambio, la abundancia total de los insectívoros fue de 1417 (25.1%). La alta presencia de granívoros concuerda con Cristaldi *et al.* (2017) y Jacome-Negrete *et al.* (2019), dado que algunas de las especies granívoras registradas también pueden adquirir hábitos oportunistas en las ciudades, que además de alimentarse de semillas, terminan aprovechando el alimento proporcionado por los seres humanos (Robb *et al.*, 2008). Esto contrasta con estudios donde los omnívoros son más abundantes (Cristaldi *et al.*, 2017; MacGregor y García, 2017), no obstante, los omnívoros fueron el tercer gremio más abundante.

La baja presencia de otros gremios alimenticios puede deberse a que requieren dietas más específicas, dependientes de ciertos recursos que no siempre se encuentran en áreas verdes urbanas (Martin y Boruta, 2014).

Respecto a la diversidad alfa, el sitio VillaPuen fue el que tuvo valores elevados para todos los índices (DMg= 6.11, H'=2.77 y CINV= 0.89), a pesar de no haber sido el sitio con mayor riqueza de aves y también fue el sitio con menor superficie total, no obstante, se observa un patrón, ya que los sitios con alta riqueza de aves también tuvieron valores más altos de diversidad alfa, entrando en los valores normales mencionados por Moreno (2001). Solo el valor de CINV para DepAnex fue más alto (0.9), lo que podría indicar que la abundancia de la mayoría de las especies tuvo más de un registro.

El sitio IgnaChav difirió de los demás al presentar los valores más bajos de diversidad (DMg=3.1, H'= 2.17 y CINV=0.84), que coincide con la baja riqueza de aves registrada. La alta diversidad avifaunística dentro de los demás sitios se puede deber a que los sitios estudiados se encuentran en un área de 1 km², por lo que es probable que las aves se desplacen de una a otra y los sitios compartan individuos de distintas especies (Dávalos, 2016).

En cuanto a el análisis de similitud, el sitio DepAnexA, tuvo mayor similitud con los sitios VillaPuen y ManNeg (Ij=0.69 y Isquant=0.82) al compartir 30 especies de las 36 registradas para el primer sitio mencionado, además en los parques DepAnexA y VillaPuen se registró poca presencia de transeúntes durante los monitoreos. En cuanto a la abundancia en los tres parques, se registraron varias especies con registros únicos dentro del estudio, que indica que ofrecen recursos específicos a algunas especies (MacGregor-Fors y Schondube, 2011), además las abundancias más altas fueron de

especies generalistas como *Quiscalus mexicanus*. Por otro lado, los sitios ManMed e Igna Chav ($Ij=0.32$ y $Iscuant=0.49$) presentaron la menor similitud al compartir únicamente 16 especies, esto puede deberse principalmente a las diferencias en cobertura vegetal, tomando en cuenta que el sitio ManMed presentó una cobertura arbórea del 80% y el sitio IgnaChav no presentó cobertura arbórea, además de que las especies que comparten estos parques son principalmente especies de hábitos generalistas que pueden aprovechar distintos recursos principalmente de las familias Columbidae y Tyrannidae (Kaushik et al. 2021); por ello, la abundancia de aves en el parque IgnaChav fue mayormente de especies granívoras y en el parque ManMed fueron especies insectívoras que utilizan el follaje de los árboles para conseguir de alimento (Cristaldi et al., 2017).

Al estudiar las correlaciones múltiples obtenidas que se usaron para relacionar las variables urbanas y de vegetación con la presencia de aves dentro de los sitios en este estudio se puede notar que no se obtuvieron correlaciones estadísticamente significativa ya que todos los valores de P estuvieron por arriba del 0.05, sin embargo, esto puede deberse a que una sola variable no es suficiente para explicar la abundancia y riqueza de aves, al contrario, es necesario tener un conjunto de variables (Ortega-Álvarez y MacGregor-Fors, 2010).

El tamaño de las áreas verdes tiene una función importante en el establecimiento de mayor diversidad de especies y la riqueza de gremios tróficos especializados; sobre todo, en la riqueza de árboles y arbustos para las comunidades avifaunísticas (Kaushik et al., 2021). De manera general, conforme el tamaño del área verde, la riqueza de aves aumenta (MacGregor-Fors et al., 2011; Pérez, 2020). Se espera mayor diversidad de especies en las áreas verdes más grandes que proveen diversos recursos, esto se debe a que la riqueza y complejidad de la vegetación aumenta en sitios con incremento del espacio, como se observó en el presente estudio, donde el sitio con mayor riqueza de aves fue VillaQui, el sitio con la superficie más grande estudiada, que además presentó mayor diversidad de especies vegetales (Matthies et al., 2017). Las otras áreas verdes con superficie mayor a 10,000 m² presentaron riqueza de aves mayor a 30 especies, a excepción de ManMed; sin embargo, los valores de diversidad alfa más altos en este estudio fueron para los sitios VillaPue y DepAnex, cuyas superficies no fueron tan grandes, pero que tuvieron complejidad en su vegetación y además están más alejadas de la constante presencia humana, dado que, los sitios urbanos pueden ser diversos, aún en pequeñas extensiones siempre y cuando la ubicación y estructura de la vegetación sean adecuado (Dávalos, 2016).

Otro factor que afecta la presencia de aves en las zonas urbanas es la infraestructura dentro y alrededor de las áreas verdes. Esto está relacionado con la diversidad de los componentes en el área del hábitat, como son: el entorno construido, tamaño de población humana y características del paisaje natural del hábitat (Ferenc et al., 2014). El sitio con mayor superficie también fue el que tuvo mayor número de lámparas y bancas dentro del parque, además de contar con la presencia de juegos infantiles y aparatos para hacer ejercicio. De acuerdo con los resultados, existe una correlación

con valor de $P= 0.1$ entre el número de lámparas y la abundancia de aves, debido a que, las especies dominantes abundan en construcciones y se perchan en los postes de luz, por lo que encuentran diferentes sitios de anidación y supervivencia (Dávalos, 2016).

En cuanto al área cementada registrada en cada sitio, no se encontró correlación que indiqué que afecta la presencia de aves, sin embargo, en los sitios donde hay mayor área cementada se observó también mayor abundancia de aves, esto relacionado a la cantidad de personas que se encuentran realizando actividades recreativas en las áreas como se menciona anteriormente. Otro factor que puede afectar la presencia de las aves es la constante modificación al medio, dado que, se observó disminución en la presencia de aves en los sitios donde se observó constante movimiento de máquinas y remoción de tierra, así como separación de los espacios y disminución de la cubierta vegetal que las aves utilizan (MacGregor y García, 2017).

La correlación más representativa de este estudio se obtuvo entre el número de transeúntes y la abundancia de aves $P=0.5$, ya que, al aumentar el número de transeúntes, también aumentó el número de aves presentes. La presencia de más registros de aves al mayor número de personas podría ser derivado de que las especies más abundantes registradas en este estudio también son las que mejor se adaptan al medio y a la presencia de personas (Suárez, 2017); algo similar ocurrió entre el número de bicicletas y la riqueza de aves $P=0.08$, ya que, en los sitios donde se registraron más transeúntes también se registró mayor paso de personas en bicicletas. Además, los sitios con mayor diversidad de aves fueron los que tuvieron menor cantidad de transeúntes, y estaban más alejados al paso de automóviles, lo que concuerda con de Martin *et al.* (2018) que explica que las áreas distantes a los asentamientos humanos han demostrado contener una mayor riqueza y diversidad de especies. Además, estos sitios se encuentran dentro de zonas residenciales, por lo que también puede ser un factor que influya en la presencia de más especies al limitar las personas dentro de la zona (Kaushik *et al.*, 2021).

La presencia de perros fue mayor donde la presencia de personas también lo fue, ya que es frecuente que las mismas personas los lleven, lo que se observó en el sitio CanNac, VillaQui y ManNeg. En el caso de los gatos, solo se registraron dos individuos, uno en DepAnexA y otro en VillaQui. Los perros y gatos ejercen presión en las poblaciones de aves, los perros al contribuir al ruido y los gatos al reducir considerablemente la abundancia de aves (Mella-Méndez *et al.*, 2021). Por otro lado, también se registraron ardillas en dos de los sitios, en ManMed y VillaQui, las que también son atraídas por la presencia de personas que proporcionan alimento y aumentan sus densidades con el paso del tiempo, además de ser depredadoras de nidos (DeGregorio *et al.*, 2016), sin embargo, no se encontró una correlación significativa entre los depredadores domésticos y la riqueza de aves.

Las características de las áreas verdes, como la complejidad y la diversidad de la vegetación, influyen fuertemente el número de especies de aves que puede habitar

dentro de una misma área (MacGregor y García, 2017). En los parques el estrato vegetal predominante fue el arbóreo para los sitios ManMed, Can Nac y ArnMar; y el estrato herbáceo fue predominante en todos los demás sitios, sin embargo, este estrato fue diverso solamente en el sitio DepAnexA, donde se registraron 16 especies, más que especies arbóreas y arbustivas para este sitio.

Los sitios con mayor diversidad de árboles fueron ManMed, CanNac y VillaQui y los que presentaron mayor altura promedio de árboles fueron los sitios ManMed, DepAnexA, VillaQui y ManMed. Dentro de la riqueza de especies, se registraron más especies introducidas que nativas, las cuales también pueden proveer recursos esenciales para las aves (Escobar-Ibañez y MacGregor-Fors, 2017). Las especies más abundantes de árboles introducidos en los sitios de muestreo fueron: *Eucalyptus camaldulensis*, *Ficus benjamina*, *Schinus molle*, *Schinus terebinthifolia*, *Casuarina equisetifolia* (Anexo 2). El sitio CanNac fue el que tuvo los árboles más altos y es el sitio que también presentó mayor abundancia de aves insectívoras, dado que, el efecto de la altura de los árboles es más presente en el gremio de los insectívoros, ya que aumentan la densidad de árboles y diversidad de alimentos (Evans *et al.*, 2009).

La riqueza de especies de árboles tuvo una correlación positiva con la abundancia de aves, sitios como VillaQui donde la riqueza de árboles fue alta presentaron alta diversidad y riqueza de especies. En este sitio se obtuvo la mayor abundancia de frugívoros dado que el sitio cuenta con variedad de especies frutales ornamentales introducidas por los habitantes del fraccionamiento. También los árboles que arrojan gran cantidad de semillas ayudan al suministro de alimento para las aves, lo que se pudo observar en los sitios ManMed, DepAnexA, ArnMar, VillaPuen y ManNeg, donde hubo mayor registro de especies granívoras, ya que además de la proporción de alimento por parte de los humanos, especies de árboles como *Fraxinus uhdei* son fuertemente visitados por las aves que comen semillas (Escobar y MacGregor, 2017).

En cuanto a la riqueza de arbustos, no se observó correlación con la presencia de aves, dado que, no se registraron muchas especies de este estrato, además de que tampoco se observaron muchas aves interactuando con ellos. Tampoco se encontró una fuerte correlación entre la riqueza de hierbas y la abundancia de aves, ya que las áreas verdes del presente estudio, al ser en su mayoría parques, tienen servicio de mantenimiento cada par de meses, para reducir el crecimiento de las hierbas y así no haya abundancia de insectos y otras plagas (Kaushik, 2021).

De todos los sitios, el sitio IgnaChav fue el que presentó menor riqueza de especies vegetales y por lo tanto diversidad de aves, además de que solo presentó una especie de arbusto y dos de hierbas, al ser un sitio con poca complejidad estructural, las especies más abundantes fueron las omnívoras generalistas, que no necesitan recursos específicos para subsistir. Esto explica, que el aumento de la riqueza de especies vegetales dentro de las áreas verdes crea corredores verdes para que las especies puedan desplazarse a otros y así generar hábitats propicios para que las aves desarrollen sus actividades sitios (Pérez-Lima, 2020)

La elaboración de materiales de difusión acerca de las aves busca fortalecer la conexión de las personas con la naturaleza en el lugar en el que viven, mientras que se incentiva su interés por la ciencia y el medio ambiente. Al tener acceso a distintos materiales que proporcionen información sobre la riqueza avifaunística de la zona, las personas de la comunidad podrán desarrollar interés y aprecio por sus aves locales, lo que incentivará a que se involucren en el mejoramiento de las áreas verdes y así en la conservación de las aves (Paz Acosta et al, 2019).

Conclusiones

- La diversidad alfa acumulada tendió a ser mayor en los sitios con menor superficie total, pero con gran riqueza de especies vegetales y menor presencia humana.
- La similitud entre los parques fue mayor entre sitios con mayor riqueza de aves y especies vegetales.
- Se registró presencia de especies migratorias, lo que sugiere que las áreas verdes ofrecen alimentación y recurso para estas aves.
- Fue predominante la presencia de especies de aves insectívoras y mayor la abundancia de especies granívoras.
- La abundancia de aves fue mayor en áreas verdes de mayor superficie y presencia humana, que favorecen la presencia de especies generalistas.
- Se encontró mayor correlación entre la abundancia de aves y los transeúntes, lámparas, riqueza de árboles y altura de árboles.
- Las áreas verdes son un refugio para las aves en el área de estudio, donde es necesaria la relación del tamaño del área verde, vegetación y actividad humana para comprender la diversidad de aves.
- La elaboración de materiales de difusión es una herramienta para involucrar a jóvenes y adultos en los esfuerzos de gestión ambiental acerca de la conservación de las aves y las áreas verdes en las ciudades, para así generar un impacto positivo en la comunidad alrededor de la UAM-X.

Agradecimientos

Esta investigación fue posible gracias al asesoramiento del M. en C. Alejandro Meléndez Herrada de la Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Xochimilco; y el apoyo de la comunidad universitaria. Agradecimiento especial a Andrea Mundo y David Lozada por el apoyo en campo.

Referencias

- Almazán-Núñez, R.C. y A. Hinterholzer-Rodríguez. 2010. Dinámica temporal de la avifauna en un parque urbano de la ciudad de Puebla, México. *Huitzil*. **11**(1):26–34.
- Alvarado, N. 2019. La difusión de la cultura y la divulgación de la ciencia en el ámbito universidad. En: Tercer Foro Interunidades *¿Cuál debe ser el papel de la difusión y de la extensión de la cultura en la UAM?* Universidad Autónoma Metropolitana (UAM). México, 19-24p.
- Álvarez Romero, J., R.A. Medellín, A. Oliveras de Ita, H. Gómez de Silva y O. Sánchez. 2008. *Animales exóticos en México: una amenaza para la biodiversidad*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Instituto de Ecología, UNAM, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México. 11-15 p.
- Bastida-Gasca, M.C. y G.J. Lozano-Mascarúa. 2016. Áreas verdes urbanas. En: *La biodiversidad en la Ciudad de México, vol II*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) y Secretaría del Medio Ambiente del Distrito Federal (SEDEMA), México. 295-307 p.
- Berlanga, H., H. Gómez, V.M. Vargas, V. Rodríguez, L.A. Sánchez, R. Ortega y R. Calderon. 2015. *Aves de México: Lista actualizada de especies y nombres comunes*. CONABIO, México.
- Berlanga, H., H. Gómez de Silva, V. M. Vargas-Canales, V. Rodríguez-Contreras, L. A. Sánchez-González, R. Ortega-Álvarez y R. Calderón-Parra. 2019. *Aves de México: Lista actualizada de especies y nombres comunes*. México: CONABIO.
- Birdlife. 2022. *Estado de conservación de las aves del mundo 2022. Enfoques y soluciones para la crisis de biodiversidad*. Birdlife International,
- Bonnington, C., K.J. Gaston y K.L. Evans. 2013. Fearing the feline: domestic cats reduce avian fecundity through trait-mediated indirect effects that increase nest predation by other species. *Journal of Applied Ecology*, **50**(1), 15–24.
- Bonter, D.N., B. Zuckerberg y J.L. Dickinson. 2010. Invasive birds in a novel landscape: habitat associations and effects on established species. *Ecography*, **33**, 494-502.
- Callaghan, C.T., G. Bino, R.E. Major, J.M. Martin, M.B. Lyons y R.T. Kingsford. 2019. Heterogeneous urban green areas are bird diversity. *Landscape Ecology*, **34**, 1231-1246.
- Carbó-Ramírez, P. y I. Zuria. 2011. The value of small urban greenspaces for birds in a Mexican city. *Landscape and Urban Planning*, **100**(3), 213–222.
- Cavalli, M., A.V. Baladrón, J.P. Isacch, L.M. Biondi y M.S. Bó. 2016. Differential risk perception of rural and urban burrowing owls exposed to humans and dogs. *Behavioral Processes*, **124**, 60–65.
- Calderón Parra, J.R. 2011. *Distribución y uso de hábitat de la avifauna en “la Ciénega Grande” de Xochimilco y su utilidad para educación ambiental*. Tesis para obtener el grado de Maestro en Biología. UAM. México, 53-74 p.

- Castro, M. I. Y J.C. Donato. 2008. Aspectos generales sobre la ecología de ríos. En: *Ecología de un río de montaña de los andes colombianos (Río Tota, Boyacá)*. Universidad Nacional de Colombia, Colombia.15-26 p.
- Charre, G.M., J.A. Zavala, G. Néve, A. Ponce-Mendoza y P. Corcuera. 2013. Relationship between habitat traits and bird diversity and Composition in selected urban green areas of Mexico city. *Ornitología Neotropical*, **24**(3), 275-293.
- Chesser, R.T., S.M. Billerman, K.J. Burns, C. Cicero, J.L. Dunn, B.E. Hernández-Baños, R.A. Jiménez, A.W. Kratter, N.A. Mason, P.C. Rasmussen, J.V. Remsen, D.F. Stotz, and K. Winker. 2022. *Check-list of North American Birds (online)*. American Ornithological Society. Consulta: 20 marzo 2023.
- Disponible en: <http://checklist.aou.org/taxa>
- Chimal-Hernández A. y V. Corona. 2016. Árboles urbanos. En: *La biodiversidad en la Ciudad de México, vol II*. México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) y Secretaría del Medio Ambiente del Distrito Federal (SEDEMA), México,122-145 p.
- Colwell, R.K., C.X. Mao y J. Chang. 2004. Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. *Ecology*, **85**(10), 2717-2727.
- Comisión Nación de la Biodiversidad (CONABIO). 2023. *Avesmx*. Disponible en: <http://avesmx.conabio.gob.mx>. Consulta : 15 mayo 2023.
- Contreras, A.I. 2018. *Importancia de la avifauna asociada de cultivos arbóreos de coco y mango en Barra de Potosí, Guerrero*. Servicio social UAM Xochimilco. Licenciatura en Biología, DCBS. México, 20 p.
- Cornell Lab of Ornithology. 2023. Merlin Bird ID de Cornell Lab. Google Play. Disponible en:https://play.google.com/store/apps/details?id=com.labs.merlinbirdid.app&hl=es_MX&gl=US&pli=1. Consulta: 5 diciembre 2022.
- Cram, S., D. Reygadas y P. Fernández-Lomelín. 2016. Contexto físico. En: *La biodiversidad en la Ciudad de México, vol. I*. México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) y Secretaría del Medio Ambiente del Distrito Federal (SEDEMA), 25-28 p.
- Cristaldi, M.A., A.R. Giraudo, V. Arzamendia, G.P. Bellini y J. Claus. 2017. Urbanization impacts on the trophic guild composition of bird communities. *Journal of Natural History*, **51**(39-40), 2385-2404.
- Dávalos, M.I. 2016. *Uso del hábitat de las comunidades de aves: el caso de dos parques urbanos en la Ciudad de México*. Tesis de licenciatura. UNAM. México, 50-60 p.
- De Bonilla, E.P.D., León-Cortés J.L. y J.L. Rangel-Salazar. 2012. Diversity of bird feeding guilds in relation to habitat heterogeneity and land-use cover in a human-modified landscape in southern Mexico. *Journal of Tropical Ecology*, **28**, 369-376.
- De la Barrera, F., S. Reyes-Paecke y E. Banzhaf. 2016. Indicators for green spaces in contrasting urban settings. *Ecological Indicators*. **62**, 212-219.

- De Toledo, M.C., R.J. Donatelli y G.T. Batista. 2012. Relation between green spaces and bird community structure in an urban area in Southeast Brazil. *Urban Ecosystems*, **15**, 111-131.
- DeGregorio, B.A., S.J. Chiavacci, T.J. Benson, J.H. Sperry y P.J. Weatherhead. 2016. Nest predators of North American birds: continental patterns and implications. *BioScience*, **66**(8), 655–665.
- eBird. 2023. *An online database of bird distribution and abundance*. Disponible en: <http://www.ebird.org>. Consulta: 10 noviembre 2022.
- Escobar-Ibañez, J.F. y I. MacGregor-Fors. 2017. What's New? An Updated Review of Avian Ecology in Urban Latin America. En: *Avian Ecology in Latin American Cityscapes*. Ed. por I. MacGregor y J.F. Escobar. Switzerland: Springer, 11-32.
- Evans, K.L., S.E. Newson y K.J. Gaston KJ. 2009. Habitat influences on urban avian assemblages. *Ibis*, **151**(1), 19–39.
- Faggi, A. y S. Caula. 2017. 'Green' or 'Gray'? Infrastructure and Bird Ecology in Urban Latin America. En: *Avian Ecology in Latin American Cityscapes*. Ed. por I. MacGregor y J.F. Escobar. Springer. Switzerland, 19-97 p.
- Ferenc, M., O. Sedláček, R. Fuchs, M. Dinetti, M. Fraissinet y D. Storch. 2014. Are cities different? Patterns of species richness and beta diversity of urban bird communities and regional species assemblages in Europe. *Global Ecology and Biogeography*. **23**, 479-489.
- Fernández-Juridic, E. 2000. Bird community composition patterns in urban Parks of Madrid: The role of age, size and isolation. *Ecological Research*. **15**, 373-383.
- González-Arellano, S. y A.H. Larralde Corona. 2019. La forma urbana actual de las zonas metropolitanas en México: indicadores y dimensiones morfológicas. *Estudios demográficos y urbanos*, **34** (1), 11-42.
- González-García F. y H. Gómez 2003. Especies endémicas: riqueza, patrones de distribución y retos para su conservación. En: *Conservación de las aves. Experiencias en México*. H. Gómez y A. Oliveras (edits.) Sección Mexicana del Consejo Internacional para la Preservación de las Aves. México, 150-159 p.
- González-Lagos, C. y J. Quesada. 2017. Stay or Leave? Avian Behavioral Responses to Urbanization in Latin America. En: *Avian Ecology in Latin American Cityscapes*. Ed. por I. MacGregor y J.F. Escobar. Springer. Switzerland, 99-123 p.
- González-Oreja, J.A., A.A. de La Fuente-Díaz-Ordaz, L. Hernández-Santín, C. Bonache-Regidor y D. Buzo-Franco. 2012. Can human disturbance promote nestedness? Songbirds and noise in urban parks as a case study. *Landscape Urban Planning*, **104**(1), 9–18.
- Halfpter, G. y C.E. Moreno. 2005. Significado biológico de las diversidades alfa, beta y gamma. En: *Sobre diversidad biológica: el significado de las diversidades alfa, beta y gamma*. GORFI. México, 5-18 p.

- Hernández, G.I.L., A.D. Euan y R.E. Feldman. 2018. *La urbanización y su impacto en la variación estacional de las aves de la Ciudad de Mérida*. CICY. México, 233-240 p.
- Herrera-Montes, M. I., y T.M. Aide. 2011. Impacts of traffic noise on anuran and bird communities. *Urban Ecosystems*, **14**, 415-427.
- Ibarra, F.D. y C.E. Cruzado. 2017. Avistamiento de aves en el campus de la Universidad Ricardo Palma, Lima, Perú. *Biotempo*, **14**(2), 167-177.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). 2017. *Anuario estadístico y geográfico de la Ciudad de México*. INEGI. México, 126-137 p.
- IUCN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza). 2023. *IUCN Red List of threatened species*. Disponible en: <http://www.iucnredlist.org>. Consulta: 10 marzo 2023.
- Jácome-Negrete, I.V., S.I. Trujillo Regalado, D.L. Rocha Cuascota, E.A. Hidalgo Cárdenas y S.C. Flores Vega. 2019. Riqueza y abundancia de las aves urbanas de nueve áreas verdes de la ciudad de Sangolquí (Ecuador): Estudio preliminar. *Siembra*, **6**(1), 001-014.
- Kaufman, K. 2005. *Guía de campo a las aves de Norteamérica. La guía más práctica para identificar aves*. 1st ed. Houghton Mifflin. Estados Unidos, 392 p.
- Kaushik, M., S. Tiwari y K. Manisha. 2021. Habitat patch size and tree species richness shape the bird community in urban green spaces of rapidly urbanizing Himalayan foothill region of India. *Urban Ecosystems*, **25**(2), 423-436.
- Leveau, L.M. y I. Zuria. 2017. Flocking the City: Avian Demography and Population Dynamics in Urban Latin America. En: *Avian Ecology in Latin American Cityscapes*. Ed. por I. MacGregor y J.F. Escobar. Springer. Switzerland, 57-76 p.
- Lin, T., T. Coppack, Q. Lin, C. Kulemeyer, A. Schmidt, H. Behm y T. Luo. 2012. Does avian flight initiation distance indicate tolerance towards urban disturbance? *Ecological Indicators*, **15**(1), 30–35.
- Loss, S.R., T. Will y P.P. Marra. 2013. The impact of freeranging domestic cats on wildlife of the United States. *Nature Communications*, **4**(1), 1396, 2013.
- Luther, D., J. Hilty, J. Weiss, C. Cornwall, M. Wipf y G. Ballard. 2008. Assessing the impact of local habitat variables and landscape context on riparian birds in agricultural, urbanized, and native landscapes. *Biodiversity and Conservation*. **17**: 1923-1935.
- MacGegor-Fors, I. 2005. Listado ornitológico del Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad de Guadalajara, Jalisco, México: un espacio suburbano. *Huitzil*, **1**(6): 1-6.
- MacGegor-Fors, I., R. Calderón-Parra, A. Meléndez-Herrada, S. López-López y J.E. Schondube. 2011. Pretty, but dangerous! Records of non-native Monk Parakeets (*Myiopsitta monachus*) in Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. **82**, 1053-1056.

- MacGregor-Fors I., y J.E. Schondube. 2011. Gray vs. green urbanization: relative importance of urban features for urban bird communities. *Basic and Applied Ecology*, **12**(4), 372–381.
- MacGregor-Fors, I. y M. García-Arroyo. 2017. Who is Who in the City? Bird Species Richness and Composition in Urban Latin America. En: *Avian Ecology in Latin American Cityscapes*. Ed. por I. MacGregor y J.F. Escobar. Springer. Switzerland, 99-123 p.
- Magurran, A.E. 2004. *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing. United Kingdom, 100-130 p.
- Mao, Q., J. Sun, Y. Deng, Z. Wu y H. Bai. 2023. Assessing Effects of Multi-Scale Landscape Pattern and Habitats Attributes on Taxonomic and Functional Diversity of Urban River Birds. *Diversity*, **15**(4), 486.
- Martin, LB. Y M. Boruta. 2014. The impacts of urbanization on avian disease transmission and emergence. En: *Avian urban ecology*. Ed. por D. Gil y H. Brumm. Oxford University Press. England, 116–143 p.
- Martin-Etchegaray, A., A. Esquivel y A. Weiler. 2018. Estructura de las comunidades de aves de cuatro áreas verdes de la ciudad de Asunción, Paraguay. *Revista de Ciencias Ambientales*, **52**(2), 184-207.
- Martínez-Morales, M.A., I. Zuria, L. Chapa-Vargas, I. MacGregor-Fors, R. Ortega-Álvarez, E. Romero-Águila y P. Carbó. 2010. Current distribution and predicted geographic expansion of the Rufous-backed Robin in Mexico: a fading endemism? *Diversity and Distributions*. **16**: 786-797.
- Matteucci, S.D. y A. Colma. 1982. *Metodología para el estudio de la vegetación*. Secretaria General de la Organización de los Estados Americanos. Washington, DC, 32-52 p.
- Matthies, S.A., S. Rueter, F. Schaarschmidt y R. Prasse. 2017. Determinants of species richness within and across taxonomic groups in urban green spaces. *Urban Ecosystems*, **20**, 897-909.
- Meffert, P.J. y F. Dziock. 2013. The influence of urbanisation on diversity and trait composition of birds. *Landscape Ecology*, **28**(5), 943–957.
- Mehhdi, R., M.Y.M Johari y S. Afshin. 2017. *Terminology of urban open and green spaces*. 11th ASEAN Postgraduate Seminar (APGS 2017). University of Malaysia. Malaysia, 9-16 p.
- Meléndez Herrada, A. y R. Calderón Parra. 2013. *Aves silvestres de la UAM-Xochimilco: Una guía ilustrada*. Manual no. 38. CBS. Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Xochimilco. México, 88p.
- Meléndez -Herrada, A., R.G. Wilson, H. Gómez de Silva, P. Ramírez-Bastida. 2013. *Aves del Distrito Federal. Una lista anotada*. Universidad Autónoma Metropolitana. Serie Académicos. C.BS Num, 108. México, 253 p.

- Meléndez Herrada, A., H. Gómez de Silva y R. Ortega Álvarez. 2017. Aves. En: *La biodiversidad en la Ciudad de México, vol. II*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) y Secretaría del Medio Ambiente del Distrito Federal (SEDEMA). México, 404-413 p.
- Mella-Méndez, I., R. Flores-Peredo, B. Bolívar-Cime y C. MacSwiney. 2021. Depredación de fauna nativa por gatos urbanos: ¿Qué podemos hacer? En: *Manejo y conservación de fauna en ambientes antropizados*. Ed. por N. Mercado y E. del Val. REFAMA/UAQ. México, 27-60 p.
- Menon, M. y R. Mohanraj. 2016. Temporal and spatial assemblages of invasive birds occupying the urban landscape and its gradient in a southern city of India. *Journal of Asia-Pacific Biodiversity*, **9**(1), 74–84.
- Moreno, C.E. 2001. *Métodos para medir la biodiversidad. Volumen 1*. Manuales y tesis SEA. España, 26-51 p.
- Morozov, N.S. 2022a. The Role of Predators in Shaping Urban Bird Populations. 1. Who Succeeds in Urban Landscapes?. *Biology Bulletin*. **49**(8), 1057-1080.
- Morozov, N.S. 2022b. The Role of Predators in Shaping Urban Bird Populations. 2. Is Predation Pressure Increased or Decreased in Urban Landscapes?. *Biology Bulletin*. **49**(8), 1081-1104.
- Morozov, N.S. 2022c. The Role of Predators in Shaping Urban Bird Populations. 3. Are Predators a Barrier to the Synurbization of Prey Species in Russia's Cities?. *Biology Bulletin*. **49**(9), 1292-1319.
- Morozov, N.S. 2022d. The Role of Predators in Shaping Urban Bird Populations. 4. The Urban Predation Paradox and Its Probable Causes. *Biology Bulletin*. **49**(9), 1406-1432.
- Murgui, E. 2007. Effect of seasonality on the Species-area relationship: a case study with birds in urban Parks. *Global Ecology and Biogeography*, **16**(3), 319-319.
- Naturalista. 2022. *Naturalista*. Disponible en: <https://www.naturalista.mx>. Consulta: 15 abril 2023.
- Nava, R. y I. Zuria. 2019. Métodos para el estudio de aves en ambientes urbanos. En: *Manual de técnicas para el estudio de fauna nativa en ambientes urbanos*. Ed. por I. Zuria, A.M. Olvera y P. Ramírez. REFAMA/UAQ. México, 103-125 p.
- Nieto Caraveo, L.M. y P. Medellín Milán. 2007. Medio ambiente y educación superior: implicaciones en las políticas públicas. *Revista de la educación superior*, **36**(142), 31-42.
- Noguera-Urbano, E.A. 2017. El endemismo: diferenciación del término, métodos y aplicaciones. *Acta zoológica mexicana*, **33**(1), 89-107.
- Ortega-Álvarez, R. y I. MacGregor-Fors. 2009. Living in the big city: Effects of urban land-use on bird community structure, diversity, and composition. *Landscape and Urban Planning*, **90**, 189–195

- Ortega-Álvarez, R. y I. MacGregor-Fors. 2010. What matters most? Relative effect of urban habitat traits and hazards on urban park birds. *Ornitología Neotropical*, **21**, 519-533.
- Ortega-Álvarez, R. y I. MacGregor-Fors. 2011. Distinguishing the file: A review of knowledge on urban ornithology in Latin America. *Landscape and Urban Planning*, **101**, 1–10
- Pardo Rincón, S.D. 2018. *Influencia de la urbanización sobre la diversidad de aves de tres zonas en la ciudad de Bogotá, Colombia*. Tesis de Licenciatura. Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Colombia, 43-46 p.
- Paz Acosta, D.A., M. Amante Calderón, A. Gutiérrez Pérez, G. Dalí, T. Girón, T.M. Russo, M.C. Álvarez Ricalde, J.F. Valadez, D. García Solórzano, A. Martínez Orozco, V.E. Zamora Suárez, C.L. Villar Rodríguez, L.A. Zuñiga Hernández, J. Ramírez Guzmán, H.N. Araiza Arvilla, R.A. Ortega Villalobos, E. Benítez Martínez y V. Puga Narvaez. 2019. *Celebra las Aves Urbanas den México. Guía de Acción*. Cornell Lab Of Ornithology y CONABIO. México, 3 p.
- Pérez-Lima, C.E. 2020. *Patrones de Riqueza de aves en la zona metropolitana de la Ciudad de México y municipios conurbados*. Tesis de licenciatura. UNAM. México, 47-56 p.
- Pieron, M.R. y F.C. Rohwer. Effects of large-scale predator reduction on nest success of upland nesting ducks. *Journal of Wildlife Manage*, **74** (1), 124–132.
- Pineda-López, R., A.Malagamba Rubio, I. Arce Acosta y J.A. Ojeda Orranti. 2013. Detección de aves exóticas en parques urbanos del centro de México. *Huitzil*, **14**(1), 56-67.
- Prihandi, D.R. y Nurvianto, S. 2022. The role of urban green space design to support bird community in the urban ecosystem. *Biodiversitas Journal of Biological Diversity*, **23**(4), 2137-2145.
- Ralph, C.J., G.R. Greipel, P. Pyle, T.E. Martin, D.F. DeSante y B. Milá. 1997. RALPH, C. John. *Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres*. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Research Station. United States, 32-38 p.
- Ramírez-Albores, J.E. 2012. Registro de la cotorra argentina (*Myiopsitta monachus*) en la Ciudad de México y áreas adyacentes. *Huitzil*. **13**(2), 110- 115.
- Robb, G.N., R.A. McDonald, D.E. Chamberlain y S. Bearhop. 2008. Food for thought: supplementary feeding as a driver of ecological change in avian populations. *Front Ecol Environ*, **6**(9), 476-484.
- Robertson, P.A., D. Liley. *Assesment of sites: measurement of Species Richness and diversity*. En: *Expedition Field Techniques Bird surveys*. Ed: C. Bibby, M. Jones y S. Marsden. Birdlife International. United States, 76-98 p.
- Rodríguez-Sánchez, S.L.M. y F.E.J. Cohen-Fernández. 2003. *Guía de árboles y arbustos de la zona metropolitana de la Ciudad de México*. REMUCEAC UAM, GDF. México, 383 p.

- Rodríguez-Pastor R., J.C. Senar, A. Ortega, J. Faus y T. Montalvo. 2012. Distribution patterns of invasive Monk parakeets (*Myiopsitta monachus*) in an urban habitat. *Animal Biodiversity and Conservation*, **35**(1): 107-117.
- Sánchez-Sánchez, C.A. 2010. *Uso de hábitat y comportamiento de las aves en el del Parque Ecológico de los Lirios, Cuaitlan Izcalli, estado de México*. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma de México, Facultad de Estudios Superiores Iztacala. México, 184 p.
- 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, Segunda Sección. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. México, 24-33 p.
- Sibley, D.A. (2003). *The Sibley Guide to Birds of Eastern North America*. National Audubon Society. Alfred A. Knopf. New York, 464 p.
- Suarez-Rubio, M., y J.R. Thomlinson. 2009. Landscape and patch-level factors influence bird communities in an urbanized tropical island. *Biological Conservation*, **142**, 1311–1321.
- Suárez-Lastra, M. 2016. *Expansión urbana y reemplazo del hábitat natural. En: La biodiversidad en la Ciudad de México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) y Secretaría del Medio Ambiente del Distrito Federal (SEDEMA). México, 119-126 p.
- Tryjanowski, P., F. Morelli, P. Mikula, A. Krištín, P. Indykiewicz, G. Grzywaczewski, J. Kronenberg y L. Jerzak. 2017. Bird diversity in urban green space: A large-scale analysis of differences between parks and cemeteries in Central Europe. *Urban For Urban Green*, **27**, 264-271.
- Van Perlo, B. 2006. *Birds of Mexico and Central America*. 7th ed. Princeton University Press. Estados Unidos, 336 p.
- Vides-Hernández, G., M.A. Velado-Cano, J.D. Pablo-Cea y V.D. Carmona-Galindo. 2017. Patrones de riqueza y diversidad de aves en áreas verdes del centro urbano de San Salvador, El Salvador. *Huitzil*, **18**(2), 272-280.
- Villarreal, H., M. Álvarez, S. Córdoba, F. Escobar, G. Fagua, F. Gast y A.M. Umaña. 2006. *Métodos para el análisis de datos: una aplicación para resultados provenientes de caracterizaciones de biodiversidad. Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Colombia, 185-197 p.
- Vincze, E., G. Seress, M. Lagisz, S. Nakagawa, N.J. Dingemanse Y P. Sprau. 2017. Does urbanization affect predation of bird nests? A meta-analysis. *Frontiers in Ecology and Evolution*, **5**, 29.

Zelada, W., F. Mejía y H. Castillo. 2010. Abundancia relativa y diversidad de la ornitofauna de la quebrada Escalón, Parque Nacional Huascarán, época seca, 2010. *Revista Aporte Santiaguino*, **3**(2), 231-239.

Anexos.

Anexo 1. Lista general de aves en los ocho parques alrededor de la UAM-Xochimilco.

Lista general de especies de aves con base en AOS. Residencia (González-García y Gómez, 2003): residentes (R), migratorias de invierno (MI), migratorias de verano (MV) y Transitoria (T); especies en riesgo en la NOM-059 (SEMARNAT, 2010): sujetas a protección especial (Pr) y sin categoría de riesgo (sc); Endemismo (González-García y Gómez, 2003): aves endémicas (EN), semiendémicas (SE), cuasi endémicas (CE), exóticas (EXO) y no endémicas a México (Ne) con base en González-García y Gómez (2003). Gremios alimenticios (:): insectívoros (I), granívoros (G), omnívoros (O), frugívoros (F), nectarívoros (N) y Carnívoros (C).

Orden	Familia	Especie	Residencia	Endemismo	Riesgo	Gremio
Columbiformes	Columbidae	<i>Columba livia</i>	R	Exo	sc	G
		<i>Streptopelia decaocto</i>	R	Exo	sc	G
		<i>Columbina inca</i>	R	Ne	sc	G
		<i>Zenaida asiatica</i>	R	Ne	sc	G
		<i>Zenaida macroura</i>	R	Ne	sc	G
Apodiformes	Trochilidae	<i>Cyananthus latirostris</i>	R	SE	sc	N
		<i>Basilinna leucotis</i>	R	Ne	sc	N
		<i>Saucerottia beryllina</i>	R	Ne	sc	N
Accipitriformes	Accipitridae	<i>Accipiter striatus</i>	MI	Ne	Pr	C
		<i>Accipiter cooperii</i>	MI	Ne	Pr	C
		<i>Parabuteo unicinctus</i>	R	Ne	Pr	C
Piciformes	Picidae	<i>Sphyrapicus varius</i>	MI	Ne	sc	I
		<i>Dryobates scalaris</i>	R	Ne	sc	I
Psittaciformes	Psittacidae	<i>Myiopsitta monachus</i>	R	Exo	sc	G
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Myiarchus tuberculifer</i>	R	Ne	sc	I
		<i>Tyrannus vociferans</i>	R	SE	sc	I
		<i>Contopus pertinax</i>	R	Ne	sc	I
		<i>Contopus sordidulus</i>	MV	Ne	sc	I
		<i>Pyrocephalus rubinus</i>	R	Ne	sc	I
		<i>Vireo gilvus</i>	MI	Ne	sc	I
	Hirundinidae	<i>Hirundo rustica</i>	MV	Ne	sc	I
	Aegithalidae	<i>Psaltriparus minimus</i>	R	Ne	sc	I
	Regulidae	<i>Corthylio calendula</i>	MI	Ne	sc	I
	Bombacilidae	<i>Bombycilla cedrorum</i>	MI	Ne	sc	F
	Ptilonotidae	<i>Ptilionotus cinereus</i>	R	Ce	sc	F
	Poliotilidae	<i>Poliotilta caerulea</i>	MI	Ne	sc	I
	Troglodytidae	<i>Thryomanes bewickii</i>	R	Ne	sc	I
	Mimidae	<i>Toxostoma curvirostre</i>	R	Ne	sc	F
	Sturnidae	<i>Sturnus vulgaris</i>	R	Exo	sc	F
	Turdidae	<i>Turdus rufopalliatatus</i>	R	EN	sc	F
		<i>Turdus migratorius</i>	R	Ne	sc	F
	Passeridae	<i>Passer domesticus</i>	R	Exo	sc	O
	Fringillidae	<i>Haemorhous mexicanus</i>	R	Ne	sc	G
		<i>Spinus psaltria</i>	R	Ne	sc	G
	Passerellidae	<i>Chondestes grammacus</i>	MI	Ne	sc	G
		<i>Melospiza melodia</i>	R	Ne	sc	G
		<i>Melospiza fusca</i>	R	Ne	sc	G
	Icteriidae	<i>Icteria virens</i>	MI	Ne	sc	I
	Icteridae	<i>Icterus cucullatus</i>	MI	SE	sc	I
		<i>Icterus bullockii</i>	MI	SE	sc	I
		<i>Icterus abeillei</i>	R	EN	sc	I
		<i>Molothrus aeneus</i>	R	Ne	sc	I
		<i>Quiscalus mexicanus</i>	R	Ne	sc	O
	Parulidae	<i>Mniotilta varia</i>	MI	Ne	sc	I
		<i>Leiostylypis celata</i>	MI	Ne	sc	I
		<i>Leiostylypis ruficapilla</i>	MI	Ne	sc	I
		<i>Leiostylypis virginiae</i>	MI	SE	sc	I
		<i>Setophaga petechia</i>	MI	Ne	sc	I
		<i>Setophaga coronata</i>	MI	Ne	sc	I
	Cardinalidae	<i>Cardellina pusilla</i>	MI	Ne	sc	I
		<i>Piranga rubra</i>	MI	Ne	sc	I
		<i>Piranga ludoviciana</i>	MI	Ne	sc	I
	Thraupidae	<i>Pheucticus melanocephalus</i>	R	SE	sc	I
		<i>Sporophila torqueola</i>	R	EN	sc	G

Anexo 2. Lista general de especies vegetales por estrato en en los ocho parques alrededor de la UAM-Xochimilco.

Tabla 1. Estrato arbóreo

Nombre común	Nombre científico	Estrato	Residencia 
Pirul	<i>Schinus molle</i>	Árboreo	Introducida
Casuarina australiana	<i>Casuarina equisetifolia</i>	Árboreo	Introducida
Jacaranda	<i>Jacaranda mimosifolia</i>	Árboreo	Introducida
Laurel de la India	<i>Ficus benjamina</i>	Árboreo	Introducida
Palma blanca	<i>Washingtonia robusta</i>	Árboreo	Nativa
Roble australiana	<i>Grevillea robusta</i>	Árboreo	Introducida
Hule	<i>Ficus elástica</i>	Árboreo	Introducida
Eucalipto rojo	<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	Árboreo	Introducida
Pimentero brasileño	<i>Schinus terebinthifolia</i>	Árboreo	Introducida
Izote gigante	<i>Yucca gigantea</i>	Árboreo	Endémica
Fresno	<i>Fraxinus uhdei</i>	Árboreo	Nativa
Colorín	<i>Erythrina americana</i>	Árboreo	Nativa
Palma canaria	<i>Phoenix canariensis</i>	Árboreo	Introducida
Cedro blanco	<i>Cupressus lusitanica</i>	Árboreo	Nativa
Álamo blanco	<i>Populus alba</i>	Árboreo	Introducida
Eucalipto dólar	<i>Eucalyptus cinerea</i>	Árboreo	Introducida
Pino real	<i>Pinus montezumae</i>	Árboreo	Nativa
Ciprés italiano	<i>Cupressus sempervirens</i>	Árboreo	Introducida
Durazno	<i>Prunus persica</i>	Árboreo	Introducida
Limonero	<i>Citrus limon</i>	Árboreo	Introducida
Ahuejote	<i>Salix bonplandiana</i>	Árboreo	Nativa
Casuarina australiana	<i>Casuarina equisetifolia</i>	Árboreo	Introducida
Sauce llorón	<i>Salix babylonica</i>	Árboreo	Introducida
Ahuehuete	<i>Taxodium mucronatum</i>	Árboreo	Nativa
Plátano malayo	<i>Musa acuminata</i>	Árboreo	Introducida
Acacia plateada	<i>Acacia retinodes</i>	Árboreo	Introducida
Capulín	<i>Prunus serotina</i>	Árboreo.	Nativa
Pochote	<i>Ceiba aesculifolia</i>	Árboreo	Nativa
Pino chimonque	<i>Pinus leiophylla</i>	Árboreo	Nativa
Ciruelo	<i>Prunus domestica</i>	Árboreo	Introducida
Higuera Herrumbrosa	<i>Ficus rubiginosa</i>	Árboreo	Introducida
Hule	<i>Ficus elástica</i>	Árboreo	Introducida
Araucaria columnar de Nueva Caledonia	<i>Araucaria columnaris</i>	Árboreo	Introducida
Tulipán africano	<i>Spathodea campanulata</i>	Árboreo	Introducida
Aile	<i>Alnus acuminata</i>	Árboreo	Nativa
Roble australiana	<i>Grevillea robusta</i>	Árboreo	Introducida
Tuja	<i>Thuja orientalis</i>	Árboreo	Introducida

Tabla 2. Estrato arbustivo

Nombre común	Nombre científico	Estrato	Residencia
Escobillón Rojo Australiano	<i>Melaleuca citrina</i>	Arbustivo	Introducida
Bugambilia mamey	<i>Bougainvillea glabra</i>	Arbustivo	Introducida
Boj siempreviva	<i>Buxus microphylla</i>	Arbustivo	Introducida
Trueno	<i>Ligustrum japonicum</i>	Arbustivo	Introducida
Higuerilla	<i>Ricinus communis</i>	Arbustivo	Introducida
Higuera	<i>Ficus carica</i>	Arbustivo	Introducida
Lágrima de María	<i>Sedum dendroideum</i>	Arbustivo	Nativa
Nochebuena	<i>Euphorbia pulcherrima</i>	Arbustivo	Nativa
Escobillón Rojo Australiano	<i>Melaleuca citrina</i>	Arbustivo	Introducida
Tepozán	<i>Buddleja cordata</i>	Arbustivo	Nativa
Cheflera	<i>Heptapleurum arboricola</i>	Arbustivo	Introducida
Romero	<i>Salvia rosmarinus</i>	Herbáceo	Introducida
Retama Africana	<i>Senna didymobotrya</i>	Arbustivo	Introducida
Mano de tigre	<i>Thaumatococcus bipinnatifidum</i>	Arbustivo	Introducida
Tabaquillo sudamericano	<i>Nicotiana glauca</i>	Arbustivo	Introducida
Rosa laurel	<i>Nerium oleander</i>	Arbustivo	Introducida
Esqueleto	<i>Euphorbia tirucalli</i>	Arbustivo	Introducida
Floripondio blanco	<i>Brugmansia suaveolens</i>	Arbustivo	Introducida
Lágrima de María	<i>Sedum dendroideum</i>	Arbustivo	Nativa
Clavo verde asiático	<i>Pittosporum tobira</i>	Arbustivo	Introducida
Mirto chico	<i>Salvia microphylla</i>	Arbustivo	Nativa
Salvia cordón de San Francisco	<i>Salvia leucantha</i>	Arbustivo	Nativa
Muicle	<i>Justicia spicigera</i>	Arbustivo	Nativa
Embeleso	<i>Plumbago auriculata</i>	Arbustivo	Introducida

Tabla 3. Estrato herbáceo. Sn: sin nombre común.

Nombre común	Nombre científico	Estrato	Residencia
Diente de león	<i>Taraxacum officinale</i>	Herbaceo	Introducida
Pasto africano	<i>Pennisetum clandestinum</i>	Herbaceo	Introducida
Diente de león	<i>Taraxacum officinale</i>	Herbaceo	Introducida
Pasto africano	<i>Pennisetum clandestinum</i>	Herbaceo	Introducida
Bromo de California	<i>Bromus carinatus</i>	Herbaceo	Nativa
Cardo Santo	<i>Argemone ochroleuca</i>	Herbaceo	Nativa
sn	<i>Dicliptera peduncularis</i>	Herbaceo	Endémica
Acelguilla euroasiática	<i>Reseda luteola</i>	Herbaceo	Introducida
Arúgula del Mediterráneo	<i>Eruca vesicaria</i>	Herbaceo	Introducida
Senecio del Cabo	<i>Senecio inaequidens</i>	Herbaceo	Introducida
Jabonera	<i>Lysimachia arvensis</i>	Herbaceo	Introducida
Trébol Amargo	<i>Melilotus indicus</i>	Herbaceo	Introducida
Salvia Hoja de Tilo	<i>Salvia tiliifolia</i>	Herbaceo	Nativa
Hierba Mora	<i>Solanum sp.</i>	Herbaceo	Nativa
Campanilla purpúrea	<i>Ipomoea purpurea</i>	Herbaceo	Nativa
Ayohuiztle	<i>Solanum rostratum</i>	Herbaceo	Nativa
Flor pata de gallo	<i>Tinantia erecta</i>	Herbaceo	Nativa
Rocío africano	<i>Mesembryanthemum cordifolium</i>	Herbaceo	Introducida
Hoja pintada	<i>Alocasia macrorrhizos</i>	Herbaceo	Introducida