



Universidad Autónoma de Querétaro
Facultad de Ciencias Naturales
Maestría en Ciencias Biológicas

Preferencia de hábitat de aves exóticas invasoras y su co-ocurrencia con aves locales
en la ciudad de Querétaro

Tesis

Que como parte de los requisitos para obtener el Grado de
Maestra en Ciencias Biológicas

Presenta

María Araceli López Puebla

Dirigido por:

Dr. Rubén Pineda López

Dr. Rubén Pineda López
Presidente

Dr. Israel Gustavo Carrillo Ángeles
Secretario

M. en G. Hugo Luna Soria
Vocal

Dra. Iriana Leticia Zuria Jordan
Suplente

Dra. Patricia Ramírez Bastida
Suplente

Centro Universitario, Querétaro, Qro.
Septiembre de 2019
México

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a cada uno de los miembros de mi comité, que se tomaron el tiempo en atender mis dudas y estuvieron al pendiente del avance de mi tesis. A Luis Hernández por su orientación en botánica, a Diego por su ayuda con las fotografías y a Remi por su ayuda y apoyo. También agradezco al Ac. Raúl Rubalcava Medina por permitirme realizar el estudio dentro de las instalaciones del Instituto Queretano San Javier, y al Ing. Joaquín Antuna Abaid en el Parque Bicentenario. Al Consejo de Ciencia y Tecnología por la Beca Nacional otorgada. A mi familia y amigos por su incondicional apoyo.

Dirección General de Bibliotecas UQO

ÍNDICE

	Página
AGRADECIMIENTOS	i
ÍNDICE	ii
ÍNDICE DE TABLAS	iii
ÍNDICE DE FIGURAS	iv
RESUMEN	v
ABSTRACT	vi
INTRODUCCIÓN	1
ANTECEDENTES	4
Proceso de invasión biológica	4
Impacto ecológico y socio-económico	6
Generalidades de las especies exóticas	7
Paloma turca <i>Streptopelia decaocto</i> (Familia: Columbidae)	7
Perico monje argentino <i>Myiopsitta monachus</i> (Familia: Psittacidae)	9
Mirlo dorso canela <i>Turdus rufopalliatu</i> s (Familia: Turdidae)	10
Estornino pinto <i>Sturnus vulgaris</i> (Familia: Sturnidae)	11
Estudios previos	13
Estudios en otros países	13
Estudios en México	15
HIPÓTESIS	17
OBJETIVOS	18
General	18
Particulares	18
METODOLOGÍA	19
Área de estudio	19
Método de muestreo	20
Análisis de datos	22
RESULTADOS	24
Preferencia de hábitat	24
Cambios estacionales de la abundancia y distribución de aves invasoras	29
Hábitos de anidamiento y sitios de percha	35
Co-ocurrencia entre especies locales e invasoras	38
DISCUSIÓN	43
Preferencia de hábitat	43
Cambios estacionales de la abundancia y distribución	44
Anidación y sitios de percha	47
Co-ocurrencia entre especies exóticas invasoras y aves locales	48
CONCLUSIONES	51
REFERENCIAS	53
APÉNDICE	62

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla	Título	Página
1	Cantidad de puntos de observación y tamaño de las unidades de muestreo.	20
2	Relación anual de la preferencia de hábitat.	26
3	Número de nidos observados por estación.	37
4	Relación anual de co-ocurrencias con especies locales.	42
A.1	Registro de especies observadas durante el muestreo y clave de identificación ID.	62
A.2	Valores de las variables ambientales por unidad de muestreo.	64

Dirección General de Bibliotecas UAQ

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura	Título	Página
1	Proceso de invasión	5
2	Paloma turca (<i>Streptopelia decaocto</i>)	8
3	Perico monje argentino (<i>Myiopsitta monachus</i>)	10
4	Mirlo dorso canela (<i>Turdus rufopalliatus</i>)	11
5	Estornino pinto (<i>Sturnus vulgaris</i>)	12
6	Ubicación de las unidades de muestreo	19
7	Ejemplo de ubicación de puntos en la unidad de muestreo “Carretas”	22
8	Valores de las variables de los componentes principales	25
9	Ordenación del CCA	27
10	Porcentaje de unidades de muestreo en donde se registraron las especies exóticas invasoras	30
11	Abundancia total de especies exóticas invasoras por estación	30
12	Distribución de las especies invasoras durante el invierno	31
13	Distribución de las especies invasoras durante la primavera	32
14	Distribución de las especies invasoras durante el verano	33
15	Distribución de las especies invasoras durante el otoño	34
16	Principales lugares de percha de aves invasoras	38
17	Dendrograma de co-ocurrencia entre especies locales e invasoras en invierno	40
18	Dendrograma de co-ocurrencia entre especies locales e invasoras en primavera	40
19	Dendrograma de co-ocurrencia entre especies locales e invasoras en verano	41
20	Dendrograma de co-ocurrencia entre especies locales e invasoras en otoño	41

RESUMEN

La problemática de la introducción de especies de aves en México está actualmente poco estudiada. Esto se refleja en normas poco claras y datos desactualizados, lo que no favorece la aplicación de políticas adecuadas. En Querétaro, hace una década se registraron por primera vez cuatro aves exóticas invasoras: la paloma de collar, el perico monje argentino, el mirlo dorso canela y el estornino pinto, de las cuales poco se sabe sobre sus poblaciones y su relación con las aves locales. Por esto, el presente estudio analiza en áreas verdes urbanas la abundancia y distribución de estas especies, su preferencia de hábitat y sus co-ocurrencias con las aves locales. Se hizo un inventario estacional en 19 áreas verdes de la ciudad de Querétaro y se midieron 13 variables ambientales. Se analizó la relación de la abundancia de las especies exóticas con las variables ambientales mediante una ordenación de correspondencia canónica; y la co-ocurrencia entre aves exóticas y locales con un clúster clásico. Se encontró que la paloma de collar y el perico monje argentino están aumentando sus poblaciones, lo que sugiere que se encuentran en fase de dispersión. El mirlo dorso canela y el estornino pinto parecen seguir en fase de establecimiento. Las características más importantes de las áreas verdes que están siendo seleccionadas por las aves son el tamaño, la heterogeneidad y la complejidad arbórea, a excepción de la paloma de collar que parece no tener afinidad a estas variables. Las aves exóticas invasoras presentaron poca asociación con aves locales.

Palabras clave: *Streptopelia decaocto*, *Myiopsitta monachus*, *Turdus rufopalliatus*, *Sturnus vulgaris*, especies invasoras.

ABSTRACT

The current problem of introduced species of birds is poorly studied in Mexico, resulting in unclear norms and outdated data, therefore preventing the development of adequate policies. In Queretaro, four invasive exotic birds were registered for the first time one decade ago: the Eurasian collared Dove, the Monk Parakeet, the Rufous-backed Robin and the European Starling. Little is known about their populations and their interaction with local birds. The present study analyzes the abundance and distribution of these species in urban green spaces, their habitat preference and their co-occurrence with local birds. A seasonal inventory was conducted in 19 green spaces in Queretaro City and 13 ambient variables were measured. The ambient variables were analyzed through a Canonical Correspondence Analysis. It was found that the Eurasian collared-Dove and the Monk Parakeet are increasing their populations, suggesting they are on spread stage. The Rufous-backed Robin and the European Starling seem to follow on establishment stage. The most important selected characteristics by birds on greenspaces are the size, the heterogeneity and the arboreal complexity, except the Eurasian collared-Dove that seem to have not affinity to these variables. The invasive exotic birds presented a little interaction with local birds.

Keywords: *Streptopelia decaocto*, *Myiopsitta monachus*, *Turdus rufopalliatus*, *Sturnus vulgaris*, invasive species.

Preferencia de hábitat de aves exóticas invasoras y su co-ocurrencia con aves locales en la ciudad de Querétaro

INTRODUCCIÓN

Las barreras biogeográficas son elementos que mantienen a las poblaciones aisladas en sus ambientes nativos, pero diversos fenómenos naturales pueden contribuir al desplazamiento de las especies a nuevas áreas, fuera de su distribución nativa. En los últimos años las actividades humanas han resultado ser la fuente principal de introducción de especies a nuevas localidades (Lockwood *et al.*, 2013) y del aceleramiento de este proceso (Mooney y Hobbs, 2000).

Cuando un grupo de individuos de la misma especie se dispersa fuera de su área de distribución nativa, se les considera como especie exótica. Si las especies exóticas logran ampliar su distribución exitosamente, es decir, tener descendencia en áreas distintas a la de su introducción inicial con efectos ecológicos y socioeconómicos, entonces se les conoce como especie invasora (Richardson *et al.*, 2000; CONABIO, 2016). Los efectos económicos de la introducción de especies pueden implicar altos costos en el control y erradicación de dichas especies, pérdidas monetarias en sectores como el agrícola (Pimentel *et al.*, 2000), y daños en infraestructuras y servicios urbanos (Mack *et al.*, 2000). Además, entre los efectos ecológicos se encuentran la pérdida de biodiversidad a diferentes niveles de organización (Mack *et al.*, 2000), ya sea por la degradación de los ecosistemas, cambios en el hábitat o alteraciones biogeoquímicas (Dukes y Mooney, 2004) que pueden incluir cambios en el flujo de energía y nutrientes (Simon y Townsend, 2003). Algunas especies exóticas pueden causar el desplazamiento de especies nativas al: 1) ser resistentes a los patógenos y enfermedades, 2) propagarse más que las especies locales, 3) cruzarse con especies nativas y crear híbridos, 4) producir cambios en las interacciones ecológicas en la comunidad por efectos de competencia y depredación, entre otros aspectos (Ingold, 1996; Castro-Díez *et al.*, 2004).

Para entender el proceso de invasión es necesario conocer la biología de la especie y llevar a cabo estudios en los diferentes sitios donde se ha observado su presencia. Para el caso de las aves, las ciudades son un punto clave para este tipo de estudios, pues si bien una ciudad significa un hábitat fragmentado, con disturbios por cambios constantes y contaminación de suelo, agua y aire (Shanahan *et al.*, 2014), algunas especies se benefician de las zonas urbanas al ser islas térmicas, fuentes seguras de alimento todo el año, áreas con pocos depredadores naturales y presentar alta disposición de sitios para anidar, una característica bien aprovechada por varias especies de aves exóticas invasoras como el gorrión común (*Passer domesticus*) y la paloma doméstica (*Columba livia*) (Gomis Martín, 1999), entre otras. Estas ventajas son aprovechadas por algunas aves exóticas para establecerse en nuevos sitios (Beissinger y Osborne, 1982; Gomis Martín, 1999; Chace y Walsh, 2006) y pueden favorecer a su éxito invasor (Lim *et al.*, 2003). Además, ciertas características de la morfología (tamaño), la historia de vida (reproducción, crecimiento), el comportamiento (agresión, competencia) y la tolerancia ambiental están presentes en muchas especies invasoras con dispersiones exitosas (Le Louarn *et al.*, 2018).

La urbanización tiende a favorecer a aves granívoras y omnívoras, además de aquellas que anidan en huecos, por lo que resulta lógico que la composición vegetal y la estructura de las zonas urbanas sean características importantes para el establecimiento de especies invasoras (Chace y Walsh, 2006). Las zonas periurbanas son áreas propicias para albergar propágulos de especies invasoras, ya que actúan como borde entre el hábitat urbano y el natural (Ortega-Flores, Maya-Elizarrarás y Schondube, 2018).

Ante la problemática que involucra la introducción de especies exóticas invasoras, en México se implementó la Estrategia Nacional sobre Especies Invasoras que busca prevenir, detectar y reducir la introducción, el establecimiento y la dispersión de dichas especies; así como establecer programas de control y erradicación e informar a la sociedad para generar conciencia del peligro que representa la compra y liberación al ambiente de especies exóticas. Por otro lado, la Procuraduría Federal de Protección al Ambiente (PROFEPA) se encarga de vigilar zonas clave para la entrada de especies

exóticas, como los aeropuertos, fronteras y puertos (Comité Asesor Nacional sobre Especies Invasoras, 2010).

En la ciudad de Querétaro la paloma turca (*Streptopelia decaocto*), el perico monje argentino (*Myiopsitta monachus*), el mirlo dorso canela (*Turdus rufopalliatu*s) y el estornino pinto (*Sturnus vulgaris*) son especies exóticas de reciente llegada con potencial invasor. El primer registro en Querétaro del estornino pinto fue en 2003 y el mirlo dorso canela se documentó en el 2009 (Pineda-López y Malagamba-Rubio, 2009; Pineda-López y Malagamba-Rubio, 2011) y en el 2011 se registró la paloma turca y el perico monje argentino (Pineda-López y Malagamba-Rubio, 2011). Es necesario realizar estudios que proporcionen datos para documentar y analizar la dinámica de un posible crecimiento poblacional y un aumento de distribución, y así poder sustentar políticas de manejo que eviten o reduzcan los posibles efectos negativos de las especies invasoras (Comité Asesor Nacional sobre Especies Invasoras, 2010; Ochoa-Ochoa *et al.*, 2019). En esta tesis se pretende conocer la abundancia y distribución de la paloma turca, el perico monje argentino, el mirlo dorso canela y el estornino pinto dentro de la ciudad de Querétaro, así como analizar las características de los sitios que pudieran estar favoreciendo su presencia, identificar asociaciones de co-ocurrencia entre las especies de aves locales y las exóticas, y recabar datos sobre su anidación y sitios de percha.

ANTECEDENTES

Desde el siglo XIX ya se mencionaba a las especies invasoras en los escritos científicos, pero no como un problema ecológico. Fue hasta 1958 que Charles Elton, en su libro “La ecología de la invasión por animales y plantas”, demostró la importancia de la invasión en los procesos ecológicos. En este libro se hace mención del papel que ha jugado el humano a través de la historia en el transporte de especies de un sitio a otro, y que gracias a la globalización este proceso se ha acentuado. A partir de esta publicación, se puntualizó la problemática que subyace a las invasiones biológicas y las investigaciones y publicaciones científicas sobre el tema han ido en aumento (Richardson y Pyšek, 2008).

Proceso de invasión biológica

La invasión es un proceso donde se distinguen varias etapas (Williamson, 1996, Figura 1). Comienza con la salida de un grupo de individuos, conocido como propágulo, de su hábitat natural o región donadora mediante un transporte o vector (Lockwood *et al.*, 2013). El transporte de especies puede darse de manera natural o estar guiada por acción humana. Este último caso se puede diferenciar de la natural porque el propágulo puede ser llevado a un sitio nuevo en diversas ocasiones y porque suele provenir de diversos lugares de origen (Wilson *et al.*, 2009). Existen varias razones por las que el humano transporta especies de un lugar a otro, las más comunes son el comercio, obtención de alimentos, biocontrol y de manera no intencional (Lockwood *et al.*, 2013).

Posteriormente, el propágulo llega a un área nueva o región receptora en donde es liberado, y en donde puede establecerse o extinguirse. La fuerza del propágulo está dada por su tamaño, es decir, el número de individuos que lo componen y las veces que es liberado un nuevo propágulo al mismo sitio. Esta fuerza aumenta la probabilidad del establecimiento exitoso (Lockwood *et al.*, 2013). El establecimiento puede darse en función del tamaño del propágulo, la salud de los individuos, la proporción en sexo y edad y las interacciones bióticas como la competencia, la depredación y el mutualismo, así como factores abióticos y climáticos. En el caso de que se establezca la población, ésta puede aumentar su abundancia y expandir su territorio de llegada. En un principio, la

población se mantendrá bajo una distribución local, por lo que es fácil que factores como los climáticos mermen la población. Cuando los individuos son capaces de adaptarse y reproducirse exitosamente en un nuevo ambiente se les conoce como invasores (Lockwood *et al.*, 2013).

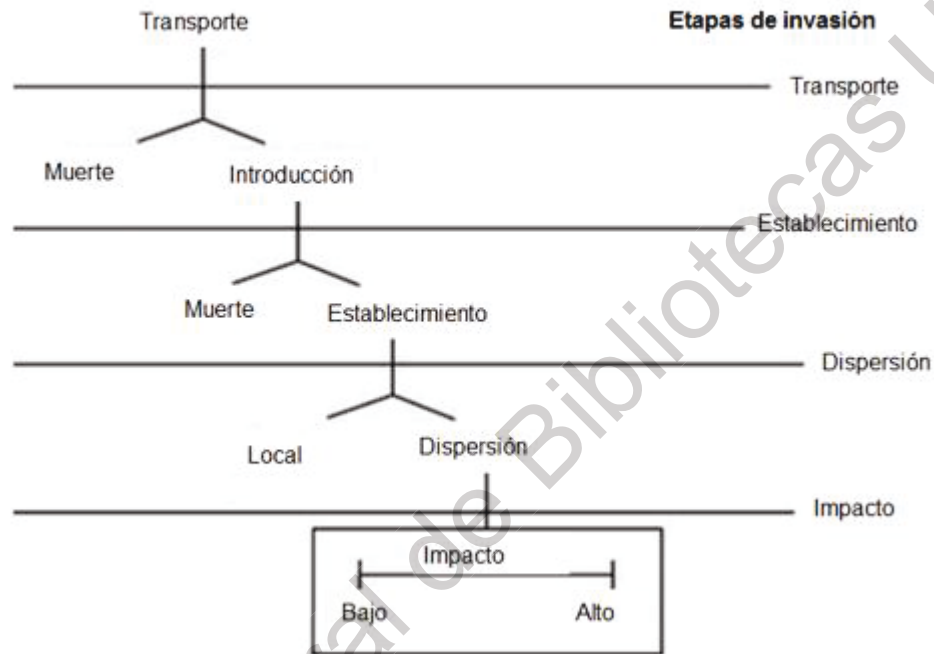


Figura 1. Proceso de invasión, según Blackburn *et al.* (2011). Imagen modificada de Lockwood *et al.*, 2013.

Se ha propuesto un principio llamado “regla del diez”, que menciona que sólo el 10% de las especies introducidas logra establecerse, y de éstas, el 10% llegan a convertirse en plaga (Williamson, 1996). Esto refleja que el éxito de invasión es un evento poco frecuente. Hay dos hipótesis principales que tratan de explicar el éxito de las especies invasoras. La hipótesis del nicho vacío expone que la especie invasora ocupa un recurso que es poco o nada explotado por las nativas. La hipótesis de ausencia de enemigos explica el éxito a través de la falta de depredadores o enfermedades especializados en el nuevo sitio (Castro-Díez *et al.*, 2004). Para el caso particular de las aves, la invasión está basada más en el oportunismo ecológico que en un comportamiento competitivo (ambas características pueden estar incluidas tanto en la hipótesis del nicho vacío como en la de ausencia de enemigos). Esto se observó en

Nueva Gales del Sur, Australia (Sol *et al.*, 2012), donde se registró que cinco especies de aves exóticas, incluida el estornino pinto, prefieren alimentarse de comida que les provee el humano en vez de las fuentes naturales de alimento, su tamaño es menor al de las aves nativas y presentan un comportamiento menos agresivo. Este estudio sugiere que el éxito en aves invasoras no se debe únicamente por su comportamiento agresivo, como sucede en peces y mamíferos, sino que son capaces explotar recursos que las nativas no usan, lo cual ha sido apoyado por otros autores (Beissinger y Osborne, 1982; MacGregor-Fors *et al.*, 2011; Sol *et al.*, 2012; Zuria *et al.*, 2012).

Impacto ecológico y socioeconómico de la introducción de especies

El impacto de la introducción de especies que se convierten en invasoras se ha registrado en los ámbitos ecológico y socioeconómico. En México, la depredación por especies invasoras ha causado la extinción de al menos 22 vertebrados, la mayoría de ellos mamíferos y aves en islas de Baja California, Colima y Nayarit. En el caso de las plantas, las especies del género *Tamarix*, que se encuentran bien distribuidas en el país, aumentan la salinidad del suelo, presentan efecto alelopático y disminuyen los bosques riparios (Aguirre Muñoz y Mendoza Alfaro, 2009).

En cuanto a lo socioeconómico, varios países han registrado grandes pérdidas económicas en diversos sectores. Estados Unidos gasta cerca de \$137 mil millones de dólares anuales en daños y control de especies exóticas (Pimentel *et al.*, 2000) y Australia pierde anualmente \$25 millones de dólares sólo a causa de las cabras ferales (Aguirre Muñoz y Mendoza Alfaro, 2009). En el norte de México se han perdido empleos y recursos al cerrar granjas a causa de virus exóticos, por ejemplo, en el estado de Sonora, en el 2005 se reportó una pérdida de \$80 millones de pesos a causa del virus del síndrome de la mancha blanca (Aguirre Muñoz y Mendoza Alfaro, 2009).

Además de los estudios necesarios para evaluar la situación en la que se encuentra una especie exótica invasora, es importante conocer las interacciones ecológicas que ha desarrollado en el hábitat receptor. Por lo general, los estudios científicos se enfocan en los efectos negativos de las invasoras sobre las especies

nativas, pero existen algunos casos en donde la invasora puede mejorar las condiciones para las nativas, teniendo un efecto positivo. En tales casos, la eliminación o reducción de la invasora puede presentar efectos secundarios, generando la reducción de una población nativa, y si esta última es una especie en peligro, los efectos serían aún peores (Zavaleta *et al.*, 2001). Un ejemplo es el caso de los gatos (*Felis catus*) en la Isla Stewart en Nueva Zelanda. En esta isla habita el kakapo (*Strigops habroptilus*), un loro endémico no volador que se encuentra en peligro de extinción, amenazado por gatos y ratas, ambas especies introducidas. En un esfuerzo por conservar al ave, se realizó un estudio analizando excretas de gato para determinar la composición de su dieta, encontrando que se alimenta principalmente de ratas. De esta forma, se determinó que si el gato era exterminado de la isla las poblaciones de ratas aumentarían, lo que significaría un incremento en la depredación de huevos de kakapo por las ratas. Así, el gato más que ser un depredador, representa un regulador de las poblaciones de ratas en la isla, las cuales parecen ser el principal peligro para el kakapo (Karl y Best, 1982). Por lo tanto, conocer las relaciones de co-ocurrencia entre especies invasoras y nativas permite desarrollar planes de manejo adecuados y aumentar las posibilidades de que éste sea exitoso, sin que represente un motivo de efectos secundarios en las poblaciones de interés.

Generalidades de las especies exóticas

- Paloma turca *Streptopelia decaocto* (Familia: Columbidae).

Se identifica por tener una cola larga, ancha y redondeada, sus plumas primarias son oscuras y posee un collar negro (Sibley, 2016, Figura 2). Es originaria de Asia y tiene un gran potencial de dispersión. Su registro en América comienza en los años 70s en la isla Nueva Providencia, Bahamas (Smith, 1987) y a partir de entonces se ha dispersado a lo largo de gran parte de Norteamérica. Es una especie residente que habita sitios ocupados por humanos, como zonas urbanas, periurbanas y agrícolas (Camacho-Cervantes y Schondube, 2018).

Se alimenta de semillas y granos, frutas e invertebrados, y en zonas urbanas puede alimentarse de alimento para mascotas y desechos de comida humana

(Romagosa, 2012). Anida en edificios o árboles a una altura desde los dos hasta los siete metros (Drennen, 1997). Generalmente ponen dos huevos que incuban hasta 16 días y pueden reproducirse todo el año (Álvarez-Romero *et al.*, 2008). El tamaño de su territorio varía con la densidad de su población (Cramp, 1985), la cual es gregaria con parvadas de diez a cientos de individuos (Coombs *et al.*, 1981). Se puede alimentar junto a otras especies, pero si el área es restringida puede ser agresiva (Chablé-Santos *et al.*, 2012; Romagosa, 2012). Para Norteamérica se registran como sus depredadores al gavilán de Cooper (*Accipiter cooperii*), gavilán pecho canela (*Accipiter striatus*), aguililla cola corta (*Buteo brachyurus*) y al gato doméstico. Es portadora de protozoarios flagelados, virus, bacterias, helmintos y ectoparásitos (Romagosa, 2012).



Figura 2. Paloma turca (*Streptopelia decaocto*). Foto: Araceli López.

- Perico monje argentino *Myiopsitta monachus* (Familia: Psittacidae).

Es de color verde brillante, con el pecho y la frente, gris pálido. Sus plumas primarias son azul oscuro y su pico es pequeño y anaranjado (Sibley, 2016, Figura 3). Es originaria de Suramérica, pero ahora se encuentra dispersa por Norteamérica y otros continentes. Su amplia distribución se debe, principalmente, a su exportación comercial como mascota y sus consecuentes escapes y liberaciones (Bush *et al.*, 2014). Se alimenta principalmente de semillas y frutos, aunque también puede consumir flores y brotes (South y Pruett-Jones, 2000).

Otro factor importante para su adaptación a ambientes diferentes a su hábitat natural es la ventaja que ofrece el anidamiento compartido en cualquier estructura alta. Esta especie construye grandes nidos que pueden estar compuestos por varias cámaras internas que albergan los huevos y las crías de más de una pareja, manteniendo una temperatura adecuada para su crecimiento y desarrollo (Navarro *et al.*, 1992; Hobson *et al.*, 2017). Una hembra puede poner hasta once huevos que incuba durante 24 días. En su hábitat natural se reproduce entre otoño e invierno (Álvarez-Romero *et al.*, 2008), y la dispersión natal es menor a los 2 km (Martin y Bucher, 1993). Es una especie muy social, se la ve volar y posarse junto a su pareja y vive en grupos. Puede ser depredada por halcones peregrinos (*Falco peregrinus*) y búhos cornudos (*Buho virginianus*) en Norteamérica (Moscatello, 2013).



Figura 3. Perico monje argentino (*Myiopsitta monachus*). Foto: Araceli López.

- Mirlo dorso canela *Turdus rufopalliatu*s (Familia: Turdidae).

Es similar al mirlo primavera (*Turdus migratorius*), pero un poco más pequeño. El macho se identifica por su dorso rojizo oliváceo y su nuca gris, un anillo ocular amarillo, la garganta y el pecho con franjas estrechas y un pico amarillo (Sibley, 2016, Figura 4). Es una especie endémica del oeste de México, desde el sur de Sonora y extremo suroeste de Chihuahua hasta el sur de Oaxaca (Howell y Webb, 1995). Cuenta con registros fuera de su distribución original desde el siglo XIX (Howell y Webb, 1995; Martínez-Morales *et al.*, 2010).

Habita en zonas riparias, plantaciones y jardines con vegetación caducifolia y subcaducifolia, con presencia de árboles altos (Clement, 2001; Forcey, 2002; Pineda-López *et al.*, 2013). En zonas urbanas suele evitar áreas muy transitadas (Martínez-Morales *et al.*, 2010) pero frecuenta zonas con pasto, arbustos y árboles (Jackman y Scott, 1975). Generalmente se reproduce entre primavera y verano, incubando dos o tres

huevos durante 13 días (Carbó-Ramírez *et al.*, 2015) en nidos construidos sobre árboles como la jacaranda, el eucalipto y el fresno (Pineda-López y Malagamba-Rubio, 2009). Se alimenta de frutos e insectos (Howell y Webb, 1995).



Figura 4. Mirlo dorso canela (*Turdus rufopalliatu*). Foto: Araceli López.

- Estornino pinto *Sturnus vulgaris* (Familia: Sturnidae).

Es un ave mediana con plumaje iridiscente y alas punteadas. Tiene la cola corta y el pico amarillo en época de crianza. Sus alas son de forma triangular y presenta lores negros (Sibley, 2016, Figura 5). Es originario de Eurasia, desde las Islas Británicas hasta el este del Lago Baikal (Feare, 1984) y se puede encontrar durante el invierno en el norte de África (Álvarez-Romero *et al.*, 2008). Los patrones de migración varían entre regiones e individuos, por lo que en algunas zonas los adultos en crianza son sedentarios y en otras los juveniles son migratorios (Kessel, 1953). Ocupa una gran variedad de áreas gracias a su plasticidad conductual y está muy ligado a la actividad humana porque le ofrece alimento, agua y cavidades para anidar (Feare, 1984).

Presenta una dieta muy diversa que varía con la edad, la estación y el sitio geográfico (Tinbergen, 1981; Mennechez y Clergeau, 2001). Se reproduce entre primavera y verano e incuba hasta ocho huevos durante 14 días, con dos o tres puestas al año (Álvarez-Romero *et al.*, 2008). Es altamente social y debido a que es un anidador secundario es muy competitivo con los sitios de anidación, por lo que ha tenido un impacto sobre la avifauna nativa al desplazar a otras especies que anidan en huecos y afecta la selección de sitios de anidamiento, lo que puede resultar en el retraso de la puesta (Ingold, 1996). Frecuenta zonas con pasto, arbustos y árboles (Kessel, 1953; Feare, 1984). Es presa de otras aves como gavilanes, aguilillas, halcones y búhos; comadrejas, ratas, ardillas, perros y gatos. Es portador de bacterias, virus, parásitos y ectoparásitos, pero se desconoce la transmisión a humanos y animales domésticos (Feare, 1984).



Figura 5. Estornino pinto (*Sturnus vulgaris*). Foto: Araceli López.

Estudios previos

- Estudios en otros países

El registro de especies exóticas en el mundo ha incrementado en los últimos años, y las aves exóticas no son una excepción, según se puede observar en las plataformas electrónicas como eBird (<https://ebird.org/explore>). Estos registros y su posterior seguimiento son un punto clave para la detección temprana de las invasiones (Lockwood *et al.*, 2013). En España y Argentina, el perico monje argentino es un problema grave para la agricultura y es considerado una plaga, por lo que se han llevado a cabo trabajos de investigación para describir el patrón de uso y selección de los árboles que son utilizados para la construcción de los nidos (Senar *et al.*, 2016). Se encontró que los pericos tienen una preferencia por los cedros (*Cedrus atlantica*) y las araucarias (*Araucaria* sp.) pero también utilizan diferentes especies de palmeras (*Butia capitata*, *Washingtonia robusta*, *Syagrus romanzoffiana* y *Phoenix* sp.). Esta selección está basada en la estructura y fenología de los árboles, pues aportan una ventaja a la duración y mantenimiento del nido (Romero *et al.*, 2015). En Brasil, se ha observado que dos características pueden ser factores que aumenten la probabilidad de éxito de los pericos, la termorregulación y el uso de plantas con propiedades antibacteriales (Viana *et al.*, 2016). Como se mencionó anteriormente, la ventaja del anidamiento compartido en grandes estructuras ofrece un microclima con respecto a la temperatura exterior, lo que ayuda al establecimiento de la especie en diversos hábitats. En cuanto a ser una especie que compite y desplaza a otras especies de aves, el perico monje argentino suele ser una especie social (Appelt *et al.*, 2016), aunque existen casos de agresión por territorio (Di Santo *et al.*, 2016). En Estados Unidos, se inició un programa de control para evitar daños a cultivos y estructuras de instalación eléctrica, así como la transmisión de enfermedades. Los métodos de control van desde el uso de químicos tóxicos hasta el uso de redes envolventes en los nidos, y se plantea el control reproductivo en un futuro (Avery y Shiels, 2018).

Para el caso del estornino, se ha observado la usurpación de nidos a aves nativas y el uso de cavidades en árboles que previamente estaban siendo usadas por otras especies, como los carpinteros (Ibañez *et al.*, 2017), o en construcciones, que

también utilizan las golondrinas tijereta (*Hirundo rustica*) y el pinzón mexicano (*Haemorhous mexicanus*). Compete por alimentos con otras aves como el mirlo dorso canela (*Turdus rufopalliatu*s) y el mirlo primavera (*T. migratorius*), y con mamíferos pequeños. Como especie exótica, habita ambientes urbanos y áreas de cultivo (Álvarez Romero *et al.*, 2008). Esta especie está incluida en la lista de las 100 especies invasoras más dañinas del mundo, publicada por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN, por sus siglas en inglés; Lowe *et al.*, 2004).

La dinámica de invasión de la paloma de collar en Argelia ha sido monitoreada en los últimos años. En un estudio reciente se encontró que esta especie se ve favorecida por la fragmentación del paisaje y hábitat y su posterior conversión a zonas urbanas. Además, su adaptación a la urbanización y nuevas fuentes de alimento han permitido el aumento de su población en las principales ciudades de Argelia (Bendjuodi *et al.*, 2015).

Por otro lado, en Norteamérica, se tiene bien registrado el movimiento de las poblaciones desde su introducción a tierra continental. Las bases de datos que ofrece Christmas Bird Count y North American Breeding Bird Survey han sido útiles para generar modelos que predicen el crecimiento a través del tiempo y el espacio (Scheidt y Hurlbert, 2014). Por ejemplo, en Florida se registraron las interacciones con otras Columbidae, tales como la huilota común *Zenaida macroura*, la paloma doméstica *Columba livia*, la paloma de alas blancas *Zenaida asiatica* y la tortolita pico rojo *Columbina passerina* y los efectos en sus respectivas poblaciones, como la competencia por alimento (Bonter *et al.*, 2010). En 2014 se registró la usurpación de un nido de mirlo primavera (*Turdus migratorius*) por una paloma de collar, siendo éste el primer caso de usurpación por parte de las palomas hacia aves locales (Kasner y Pyeatt, 2016). Para el caso del mirlo dorso canela, los estudios sobre su expansión se concentran en territorio mexicano, y cuenta con registros de observación en California, Arizona, Nuevo México y Texas, de acuerdo con eBird (<https://ebird.org/map>).

- *Estudios en México*

Los estudios en México sobre aves invasoras son relativamente nuevos. El primer registro de la paloma de collar en el país data del 2000 en Tamaulipas, en 2003 se observó al perico monje argentino en la Ciudad de México (Álvarez-Romero *et al.*, 2008), mientras que el estornino pinto se registró desde 1938 al norte del país (Howell y Webb, 1995), lo cual implica un período de tiempo mayor para su desplazamiento. Como se mencionó previamente, el mirlo dorso canela es una especie traslocada al encontrarse en zonas fuera de su distribución nativa, pero dentro del territorio nacional (Álvarez-Romero *et al.*, 2008). Desde el 2010, en la Estrategia Nacional sobre Especies Invasoras en México se menciona al perico monje argentino como una plaga en otros países; sin embargo, en México es usada como especie de ornato, y al ignorar los posibles efectos negativos sobre el ecosistema, se contribuye a su propagación (Comité Asesor Nacional sobre Especies Invasoras, 2010).

Posteriormente a los primeros registros para el país, se sumaron otras publicaciones que denotan la expansión de estas especies: para la paloma de collar existen, por lo menos, registros de presencia en los estados de Baja California, Baja California Sur, Sonora, Sinaloa, Chihuahua, Coahuila, Tamaulipas, Jalisco, San Luis Potosí, Veracruz, Quintana Roo, Yucatán, Hidalgo, Querétaro, Guerrero, Guanajuato, Estado de México, Michoacán, Morelos y Puebla (Maya-Elizarrarás y Maya-Elizarrarás, 2018). El perico monje argentino ha sido observado en varios estados como Ciudad de México, Estado de México, Puebla, Chiapas, Michoacán, Oaxaca, Querétaro, Guanajuato, Baja California Sur, Chihuahua, Veracruz y Guerrero (Muñoz-Jiménez y Alcántara-Carbajal, 2017). Los estudios para el mirlo dorso canela son un poco escasos, pero existen registros de presencia en Ciudad de México, Oaxaca, Sonora, Chihuahua, Nuevo León, San Luis Potosí, Aguascalientes, Jalisco, Guanajuato, Querétaro, Hidalgo, Estado de México y Puebla (Martínez-Morales *et al.*, 2010; Ramírez-Albores y Chapa-Vargas, 2015). El estornino pinto ha sido registrado en Nuevo León, Veracruz, Sonora, Querétaro, Hidalgo, Ciudad de México, Puebla, Estado de México, Michoacán, Guanajuato y San Luis Potosí (Ramírez-Albores y Chapa-Vargas, 2015; Pérez-Arteaga y Monterrubio-Rico, 2016).

Uno de los estados que cuenta con información sobre la avifauna invasora es Querétaro. Los estudios publicados registran los primeros avistamientos del mirlo dorso canela durante el 2009 en la zona urbana de Querétaro en 10 de 27 sitios muestreados. Se observó además que se están reproduciendo y que presentan una preferencia por ambientes arbolados y antrópicos (Pineda-López y Malagamba-Rubio, 2009). En el mismo año se registró el avistamiento de la paloma de collar en zonas periurbanas de la ciudad, y un año después en urbanas, así como una interacción con *Zenaida asiatica*; además en la zona urbana se encontraron individuos del perico monje argentino (Pineda-López y Malagamba-Rubio, 2011). En 1996 se observó un individuo de estornino pinto en zonas periurbanas (González-García *et al.*, 2004), en 2003 y 2009 en zonas urbanas y en 2011 una pareja alimentando a su cría (Pineda-López y Malagamba-Rubio, 2011). En 2013 se documentó que las cuatro especies de aves exóticas invasoras se encuentran presentes durante todo el año en la ciudad, con algunas fluctuaciones entre estaciones para el mirlo dorso canela y que hay probabilidades de que este último y el estornino pinto aumenten su presencia en relación con la cobertura arbórea (Pineda-López *et al.*, 2013). Los resultados de estos estudios ayudan a seguir el proceso de invasión y podrán ser utilizados de manera comparativa para buscar patrones de éxito que ayuden a entender la dinámica poblacional en la zona urbana.

HIPÓTESIS

Las especies exóticas invasoras están estrechamente correlacionadas a características ambientales de las áreas verdes de la ciudad de Querétaro, mismas que favorecen la co-ocurrencia con aves locales.

Dirección General de Bibliotecas UAQ

OBJETIVOS

General

- Determinar la preferencia de hábitat y co-ocurrencia, con aves locales, de aves exóticas invasoras de reciente introducción en la ciudad de Querétaro.

Particulares

- Analizar la preferencia de hábitat de la paloma de collar, el perico monje argentino, el mirlo dorso canela y el estornino pinto en áreas verdes de la ciudad de Querétaro.
- Analizar los cambios estacionales de la abundancia y distribución de las especies indicadas.
- Describir los hábitos de anidamiento y los sitios de percha de las especies exóticas invasoras indicadas.
- Identificar las co-ocurrencias entre especies locales y especies exóticas invasoras por unidad de muestreo y estación del año.

METODOLOGÍA

Área de estudio

La ciudad de Querétaro se ubica en el Cinturón Volcánico Transmexicano, aproximadamente a 187 km de distancia de la Ciudad de México. Tiene un clima seco a semiseco, con lluvias en verano y una precipitación media anual 558.2 mm, y una temperatura media anual de 18°C (INEGI, 2017). Cuenta con diversas áreas verdes donde se pueden identificar más de 70 especies vegetales, la mayoría son especies exóticas como el eucalipto (*Eucalyptus* sp.), la casuarina (*Casuarina equisetifolia*) y las palmeras (géneros *Washingtonia* y *Phoenix*; PNUMA-SEDESU-CONCYTEQ, 2008). El muestreo de aves se llevó a cabo en 19 sitios que corresponden a zonas con áreas verdes localizados dentro de la ciudad (Figura 6) y son considerados como la unidad de muestreo para el estudio.

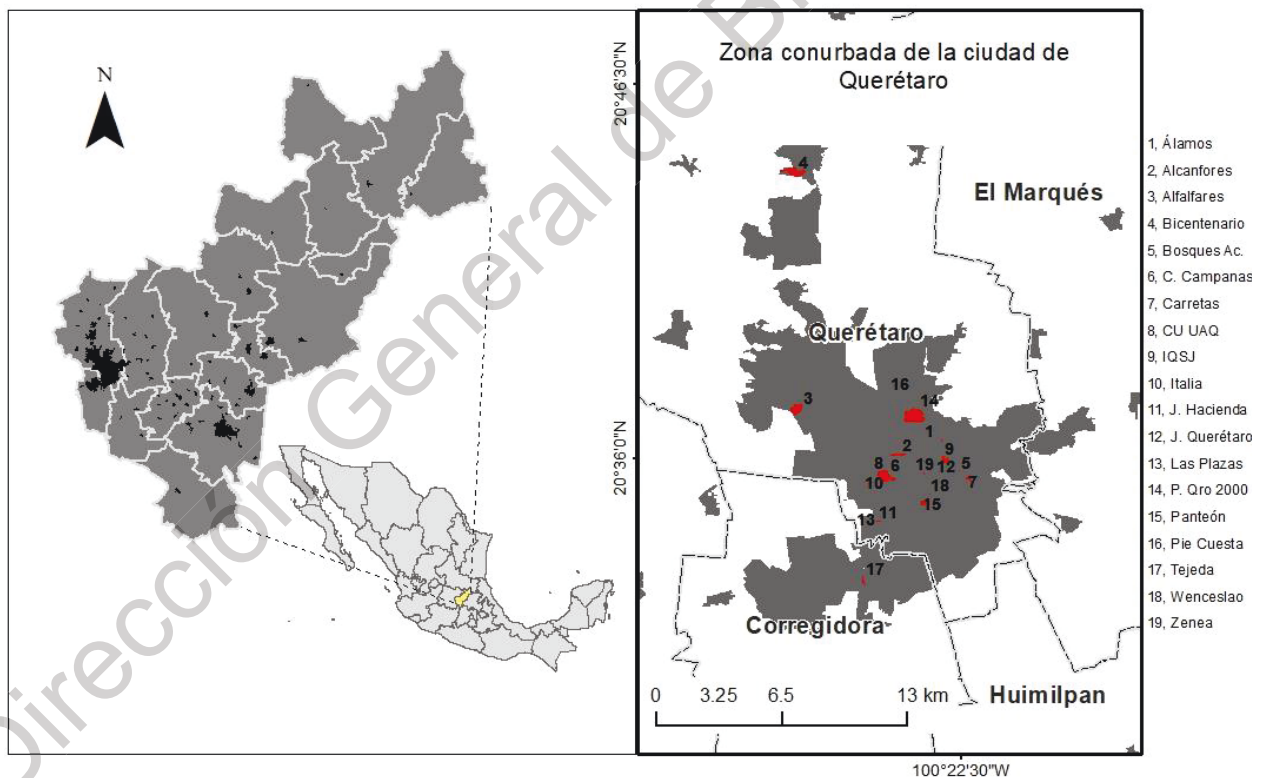


Figura 6. Ubicación de las unidades de muestreo. A la izquierda se muestra la ubicación del estado de Querétaro y en negro sus localidades urbanas; a la derecha se muestra la zona conurbada de Querétaro y en rojo los polígonos de las unidades de muestreo.

Método de muestreo

El inventario de poblaciones de aves invasoras se llevó a cabo con observaciones directas en puntos fijos, con radio de 50 metros y distanciados entre sí 100 metros del centro de cada punto (Figura 7) en 19 sitios (unidades de muestreo, de aquí en adelante). El tamaño de las unidades de muestreo es variable, por lo que el número de puntos de observación difiere entre unidades (Tabla 1). El método consiste en registrar a las aves detectadas por unidad de tiempo o espacio (Tellería, 1986). Para este caso, el tiempo de observación fue de 5 minutos, como sugiere Fuller y Langslow (1984), ya que las especies a observar presentan buena detectabilidad (Menezes Bochio y dos Anjos, 2012). La observación de aves se hizo con ayuda de binoculares Vortex 10x32 mm y una cámara fotográfica. Los datos que se registraron fueron las especies de aves presentes en cada punto de observación, su abundancia y el árbol o estructura en donde se encontraron perchando. Para la presencia de nidos, se tomó nota de su altura, sobre qué estructura están ubicados, la cantidad por unidad de muestreo y los materiales que lo componen. Además, se puso atención en el comportamiento de las aves para documentar conductas agresivas. El muestreo se realizó de enero a diciembre del 2018 para incluir todas las estaciones, con tres visitas a cada unidad por estación; y se llevó a cabo durante las primeras cuatro horas a partir de la salida del sol.

Tabla 1. Cantidad de puntos de observación y tamaño de las unidades de muestreo.

Unidad de muestreo	Número de puntos de observación	Tamaño (en ha)
Álamos	2	1.80
Alcanfores	7	5.87
Alfalfares	8	19.69
Bicentenario	12	29.18
Bosques del Acueducto	1	0.36
Carretas	4	3.57
Cerro de las Campanas	3	4.04
CU UAQ	15	28.70
Instituto Queretano San Javier	6	9.24
Italia	2	2.17
Jardín Zenea	1	0.48
Jardines de la Hacienda	2	1.49
Jardines de Querétaro	1	0.20
Las Plazas	1	0.07

Panteón municipal de Querétaro	6	8.45
Parque Querétaro 2000	23	56.59
Pie de la Cuesta	1	0.19
Tejeda	4	3.74
Wenceslao	1	0.22

Las variables ambientales que se midieron para cada unidad de muestreo fueron: la cobertura arbórea (CA), arbustiva (Ca), de pasto (CP), de pasto sintético (CPS), de zonas impermeables (CZI, como pavimento, concreto y edificios) y de suelo desnudo (CSD); además la altura máxima arbórea (AMA), la densidad foliar máxima (DFM), el diámetro a la altura del pecho máximo (DAP), el área (A), el perímetro (P), el índice de forma (SHAPE) y la distancia al borde urbano (DBU). La importancia de medir el índice de forma radica en que, para este estudio, las unidades son de diversos tamaños, por lo que dicho índice es una manera de medir la complejidad del sitio sin importar el área o el perímetro, es decir, la complejidad del sitio comparada con otro de forma estándar o cuadrado, ambos del mismo tamaño (McGarigal, 2015; González-Oreja, 2017). Este índice es adimensional.

Las variables constituyen las características de cada hábitat o unidad de muestreo, las cuales fueron medidas de la siguiente forma: el área, perímetro, las coberturas y la distancia al borde urbano se obtuvieron con ayuda de imágenes satelitales de ArcGis Online, posteriormente se calculó el índice de forma con la fórmula $SHAPE = 0.25p/\sqrt{a}$ donde p es perímetro y a área; la altura máxima arbórea se obtuvo con la ayuda de un distanciómetro y una regla, utilizando la fórmula $H = h(D/d)$, donde h es la altura aparente del objeto medido por el observador con una regla manteniendo el brazo extendido, D es la distancia al objeto medida con el distanciómetro y d es la distancia entre la mano y el ojo del observador con el brazo extendido; la densidad foliar máxima se obtuvo con la ayuda de un densiómetro esférico cóncavo; y el DAP máximo se sacó midiendo la circunferencia a la altura del pecho (CAP) y dividiéndolo entre π .



Figura 7. Ejemplo de ubicación de puntos en la unidad de muestreo “Carretas”. Imagen tomada de Google Earth 2018.

Análisis de datos

La abundancia se consideró como el número máximo de individuos observados en cada punto en cada estación del año, es decir, en cada punto se tomó el número mayor de abundancia registrado en las tres repeticiones, y esto se hizo para cada estación. A partir de esto se obtuvo la abundancia por unidad de muestreo sumando las abundancias máximas de puntos no contiguos, esto para evitar en lo posible el conteo doble del mismo individuo. La distribución se consideró como la cantidad de unidades de muestreo en donde estuvieron presentes las especies.

Para analizar las preferencias de hábitat de acuerdo a las características ya mencionadas, primero se aplicó un análisis multivariado de componentes principales (PCA) para resumir las variables de mayor importancia (Wold *et al.*, 1987), esto a partir de una matriz con los valores ambientales de cada uno de los sitios. Posteriormente se realizó un análisis de correspondencia canónica (CCA) para evaluar la relación entre las variables del hábitat y la abundancia de las especies invasoras (Legendre y Legendre,

1998). Se usaron los valores obtenidos del PCA de los componentes principales elegidos y la abundancia de las especies exóticas invasoras por unidad de muestreo. Este análisis se realizó por estaciones.

Para analizar los cambios estacionales, las abundancias de cada unidad de muestreo se sumaron para obtener el total por estación. Posteriormente, los datos se acomodaron en una tabla de contingencia, y se aplicó una prueba de Chi cuadrada (Brown y Rothery, 1993; Zar, 2010) para observar la relación entre las especies y las estaciones. La misma prueba se aplicó para la distribución con base en la cantidad de unidades de muestreo con presencia de las especies. Los hábitos de anidamiento y percha se analizaron a través de gráficos y tablas que permiten observar tendencias.

La co-ocurrencia entre especies locales e invasoras se estimó mediante un clúster clásico de grupos pareados, usando un agrupamiento jerárquico aglomerado simple (UPGMA) (Sokal y Michener, 1958) con un índice de similitud de Jaccard, el cual es adecuado para bases de datos binarias (Hammer *et al.*, 2001), tal como presencia-ausencia. El índice de similitud es mayor cuando existen conjunciones en los datos, en este caso cuando las especies co-ocurren. El índice de similitud de Jaccard toma valores de 0 a 1.

RESULTADOS

Preferencia de hábitat

Previo al análisis de datos se optó por eliminar la variable de cobertura de agua, ya que la superficie de cuerpos de agua variaba mucho entre sitios y las aves de interés no son especies acuáticas. Al analizar las variables (Tabla A.2 del Apéndice) de cada unidad en un PCA se obtuvieron tres componentes principales que agrupan una varianza total de 70.37%. El primer componente principal está formado por las variables área, perímetro, cobertura arbórea, cobertura de pasto sintético, cobertura arbustiva, cobertura de pasto y cobertura de zonas impermeables y forman el 45.15% de la varianza. Este grupo de variables fue denominado Tamaño-Heterogeneidad (TH), ya que refleja la asociación de que mientras más grande sea un sitio es más probable que sea heterogéneo, esto hablando de áreas verdes urbanas.

El segundo componente está conformado por las variables DAP máximo, distancia al borde urbano, densidad foliar máxima y altura máxima arbórea, que agrupan el 13.63% de la varianza y se denominó Complejidad Arbórea-Antigüedad (CA) porque agrupa árboles altos, de gran densidad foliar y un DAP mayor, que se ubican principalmente en parques más céntricos. El tercer componente agrupa las variables altura máxima arbórea y SHAPE, y cobertura arbustiva, DAP, cobertura de pasto sintético y de suelo desnudo con valores negativos. Integra el 11.59% de la varianza y se nombró como la variable Altura-Forma (AF) (Figura 8).

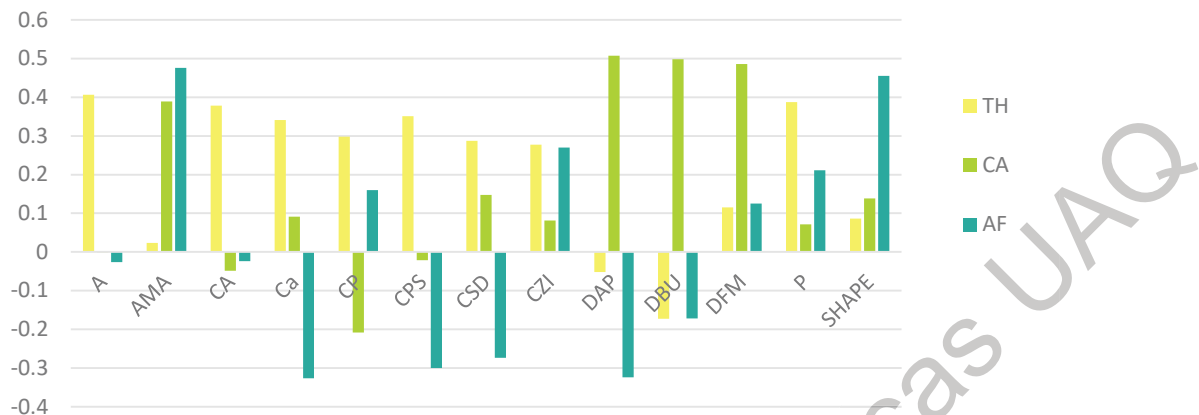


Figura 8. Valores de las variables de los componentes principales. Componentes: TH: Tamaño-Heterogeneidad, CA: Complejidad arbórea-Antigüedad, AF: Altura-Forma. Variables: A: área, AMA: altura máxima arbórea, CA: cobertura arbórea, Ca: cobertura arbustiva, CP: cobertura de pasto, CPS: cobertura de pasto sintético, CSD: cobertura de suelo desnudo, CZI: cobertura de suelos impermeables, DAP: diámetro a la altura del pecho, DBU: distancia al borde urbano, DFM: densidad foliar máxima, P: perímetro, SHAPE: forma.

Posteriormente, tomando en cuenta las abundancias de cada especie y las tres nuevas variables, se realizó un CCA por temporada. Para los datos de invierno, el análisis se corrió con 17 muestras, ya que en dos unidades de muestreo no se registró ninguna de las especies invasoras. Los ejes 1 y 2 responden al 83.22% y 16.42% de la variación, respectivamente. Se observa que las variables Complejidad arbórea-Antigüedad y Altura-Forma están altamente correlacionadas (Figura 9a); en primavera el CCA se realizó con todas las unidades de muestreo, donde los ejes 1 y 2 responden al 68.93% y 22.21% de la variación; para verano se analizaron todas las unidades de muestreo y se obtuvo una variación en los ejes 1 y 2 del 93.82% y 4.76%; y para otoño, el análisis se corrió con 17 muestras y se obtuvo una variación en los ejes 1 y 2 del 60.37% y 38.42%, respectivamente.

Se encontró que las especies se ubicaron en diferentes cuadrantes de la gráfica, por lo que prefieren diferentes condiciones ambientales: la paloma de collar no presentó asociación positiva a ninguna de las variables durante el año de muestreo, mostrando

una tendencia negativa hacia sitios con forma regular y árboles de baja altura (AF, Figura 9).

El perico monje argentino tiende a encontrarse durante el invierno, el verano y el otoño en sitios con alta complejidad arbórea, con árboles viejos y altos, con valores altos en DAP y densidad foliar, características descritas por la variable Complejidad arbórea-Antigüedad (CA, Figura 9a y 9c). En primavera se asoció a sitios irregulares con árboles altos (AF, Figura 9b y 9d).

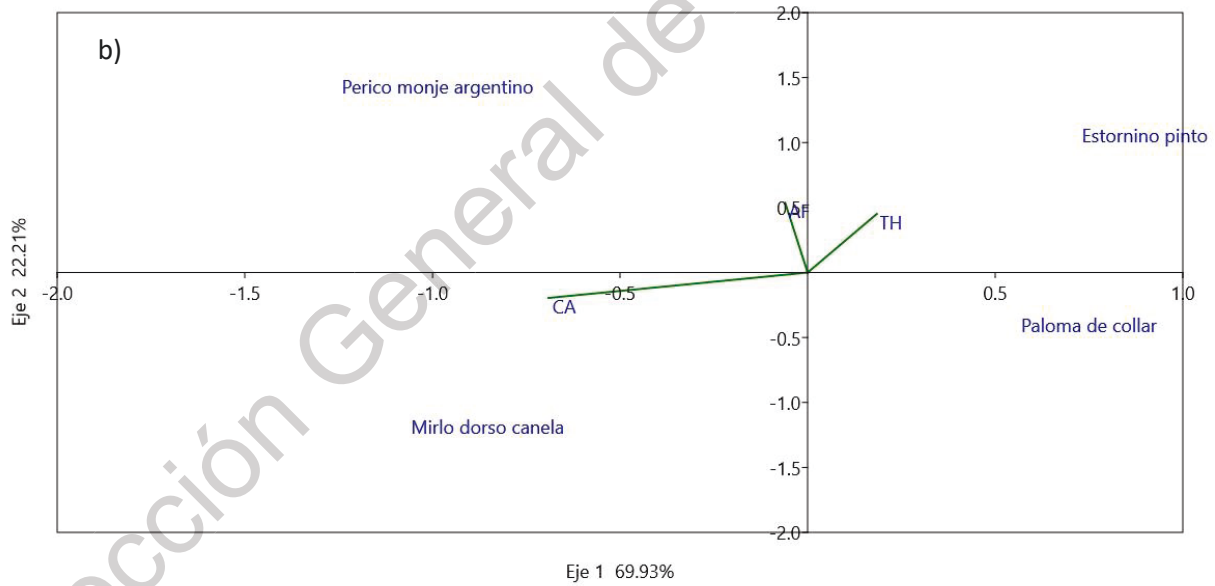
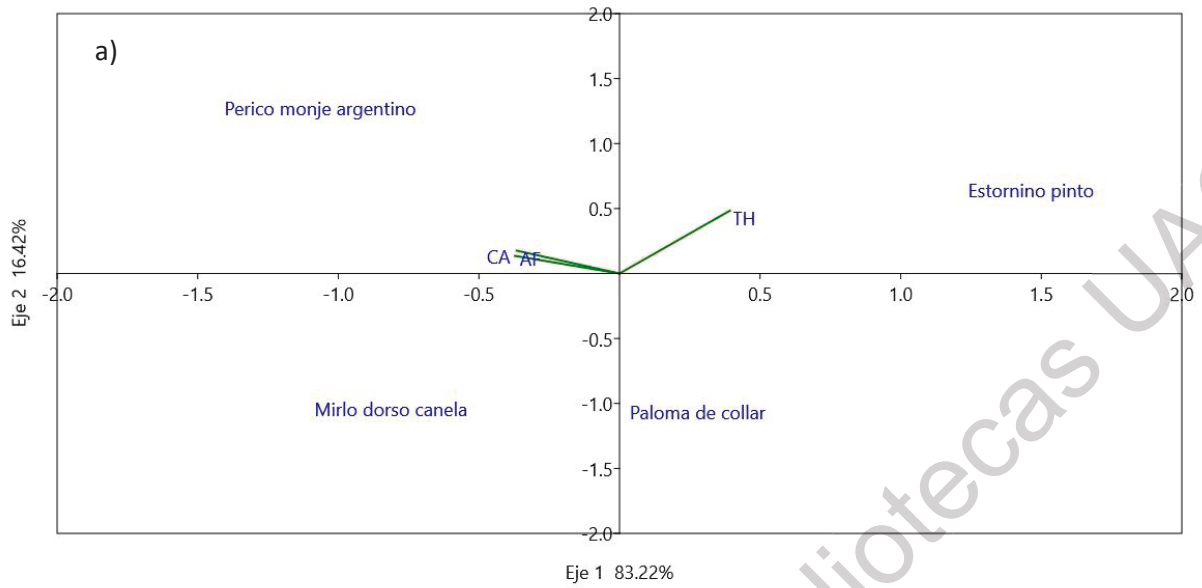
El mirlo dorso canela presentó una asociación en invierno a sitios de forma irregular con árboles altos y poca cobertura arbórea, de acuerdo a la variable Altura-Forma (Figura 9a). En primavera, verano y otoño tuvo un cambio de asociación hacia sitios con alta complejidad arbórea (CA, Figura 9b, 9c y 9d).

El estornino pinto, durante invierno, primavera y verano prefiere sitios donde predomina la variable Tamaño-Heterogeneidad (TH, Figura 9a, 9b y 9c), es decir, de gran tamaño, con diversas coberturas vegetales y baja complejidad arbórea. En otoño, además de la variable TH, también presentó asociación hacia la forma del sitio y la altura arbórea (AF, Figura 9d). En la tabla 2 se muestran los resultados agrupados del análisis de correspondencia canónica.

Tabla 2. Relación anual de la preferencia de hábitat.

Especie/Estación	Invierno	Primavera	Verano	Otoño
Paloma de collar	-AF	-AF	-AF	-AF
Perico monje argentino	CA	AF	CA	CA
Mirlo dorso canela	AF	CA	CA	CA
Estornino pinto	TH	TH	TH	TH, AF

Variables ambientales: TH (tamaño-heterogeneidad), CA (complejidad arbórea-antigüedad) y AF (altura-forma).



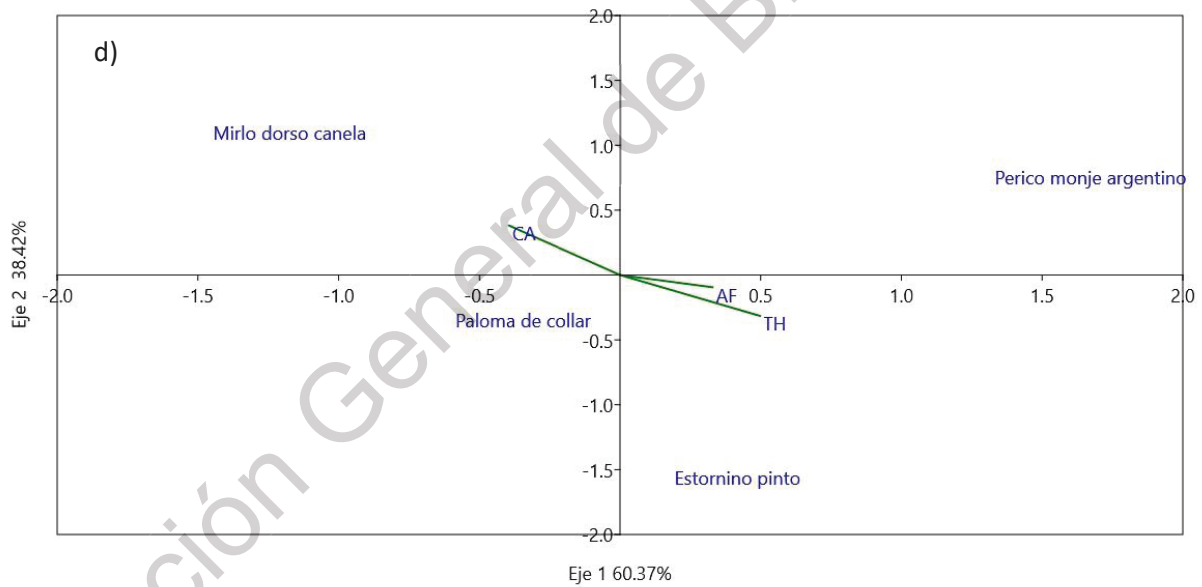
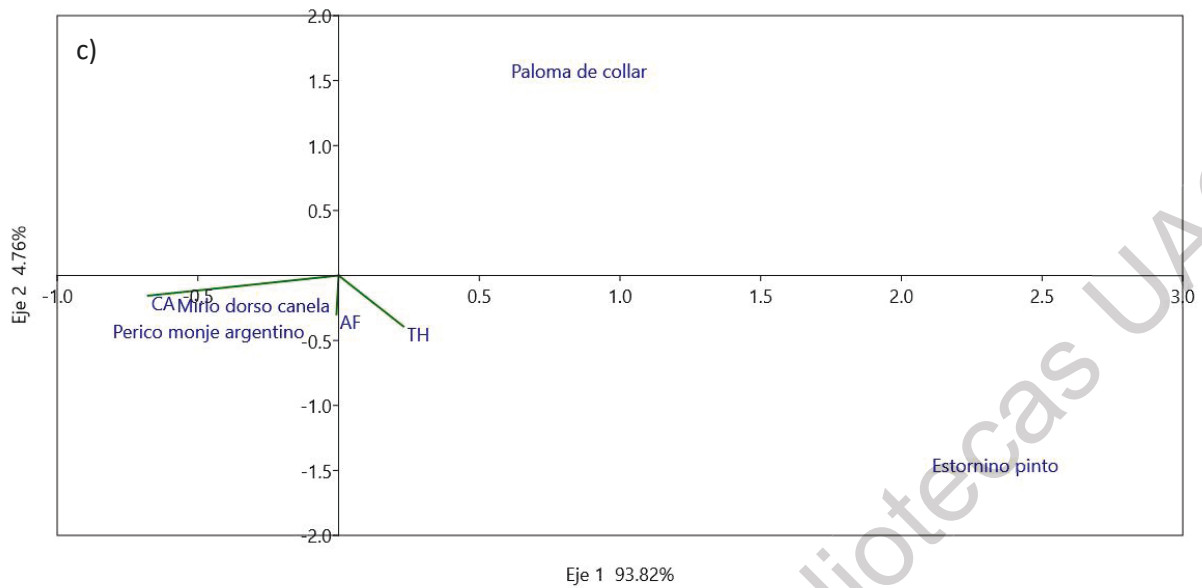


Figura 9. Ordenación del CCA. a) invierno, b) primavera, c) verano y d) otoño. Las líneas verdes muestran las variables ambientales TH (tamaño-heterogeneidad), CA (complejidad arbórea-antigüedad) y AF (altura-forma).

Cambios estacionales de la abundancia y distribución de aves invasoras

La paloma de collar fue muy abundante en invierno y primavera (Figura 11) y su distribución fue la más amplia durante todo el año (Figura 10). El perico monje argentino fue más abundante en verano (Figura 11) y su distribución aumentó en primavera y verano, disminuyendo en invierno (Figura 10). El mirlo dorso canela presentó una gran abundancia durante primavera y verano (Figura 11), mientras que su distribución fue menor en invierno (Figura 10). El estornino pinto fue más abundante en invierno (Figura 11) y su distribución fue alta en primavera y otoño, y baja en invierno y verano (Figura 10).

Durante la temporada de invierno (enero-marzo) en dos de las 19 unidades de muestreo, que corresponden a Italia y Pie de la Cuesta, no se registró la presencia de alguna de las especies exóticas invasoras, y únicamente en el Instituto Queretano San Javier se registraron las cuatro (Figura 12). En primavera (marzo-mayo), todas las unidades de muestreo registraron al menos una especie exótica invasora, y sólo dos de ellas presentaron las cuatro especies (Centro Universitario y Parque Querétaro 2000, Figura 13). En verano (junio-agosto) todas las unidades de muestreo presentaron al menos una especie exótica invasora, y tres unidades (Centro Universitario, Instituto Queretano San Javier y Parque Querétaro 2000) presentaron las cuatro especies (Figura 14). Para el otoño (octubre-diciembre), el parque Wenceslao y Tejeda no registraron ninguna especie exótica invasora, y sólo Centro Universitario y el Instituto Queretano San Javier registraron todas las especies (Figura 15). Ninguna especie presentó diferencias significativas en su distribución durante las estaciones (Chi²: 6.6779, g.l: 9, *p*: 0.67062).

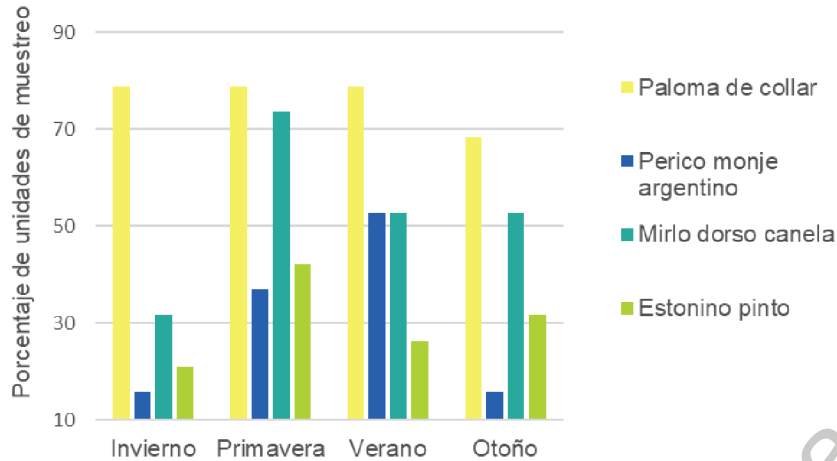


Figura 10. Porcentaje de unidades de muestreo en donde se registraron las especies exóticas invasoras.

Por otro lado, la abundancia de las especies invasoras es diferente entre estaciones (Chiz: 57.569, g.l: 9, p : 3.93e-09). Se observaron menos individuos de perico monje argentino y mirlo dorso canela durante el invierno de lo que se esperaba, mientras que se observaron más estorninos de lo esperado. En primavera se observaron más palomas de collar y mirlos dorso canela, y menos perico monje argentino. Para el verano se observaron menos palomas de collar y estorninos pintos, y más perico monje argentino. En el otoño los residuales no indican diferencias entre lo observado y lo esperado (Figura 11).

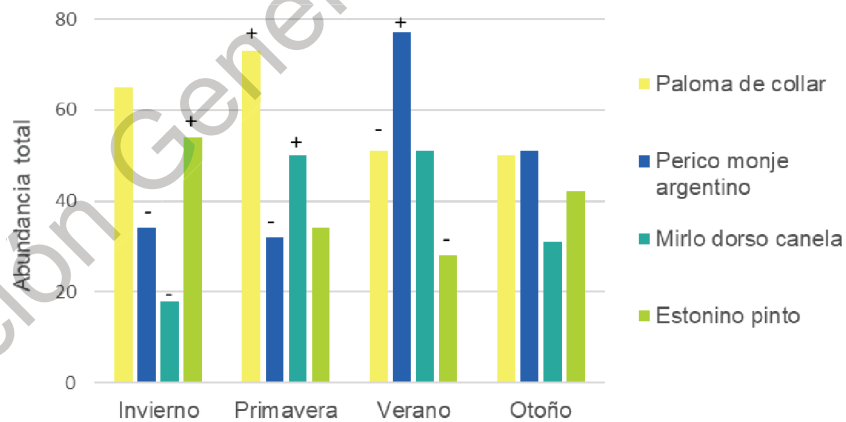


Figura 11. Abundancia total de especies exóticas invasoras por estación. El símbolo + denota más observaciones de las esperadas, y el símbolo - denota menos observaciones de las esperadas.

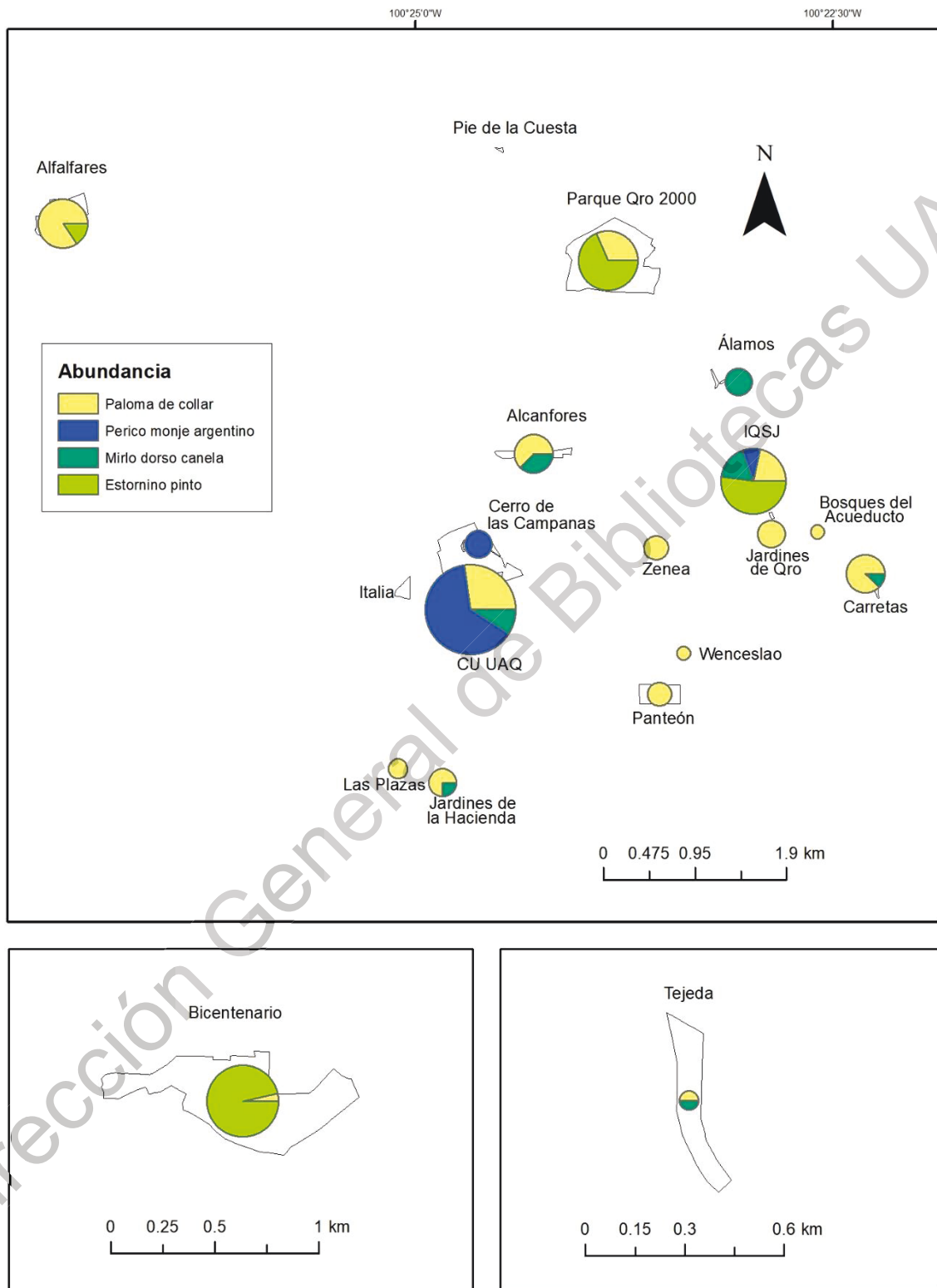


Figura 12. Distribución de las especies invasoras durante el invierno. El tamaño de la gráfica hace referencia a la abundancia, con valores de 1 a 44.

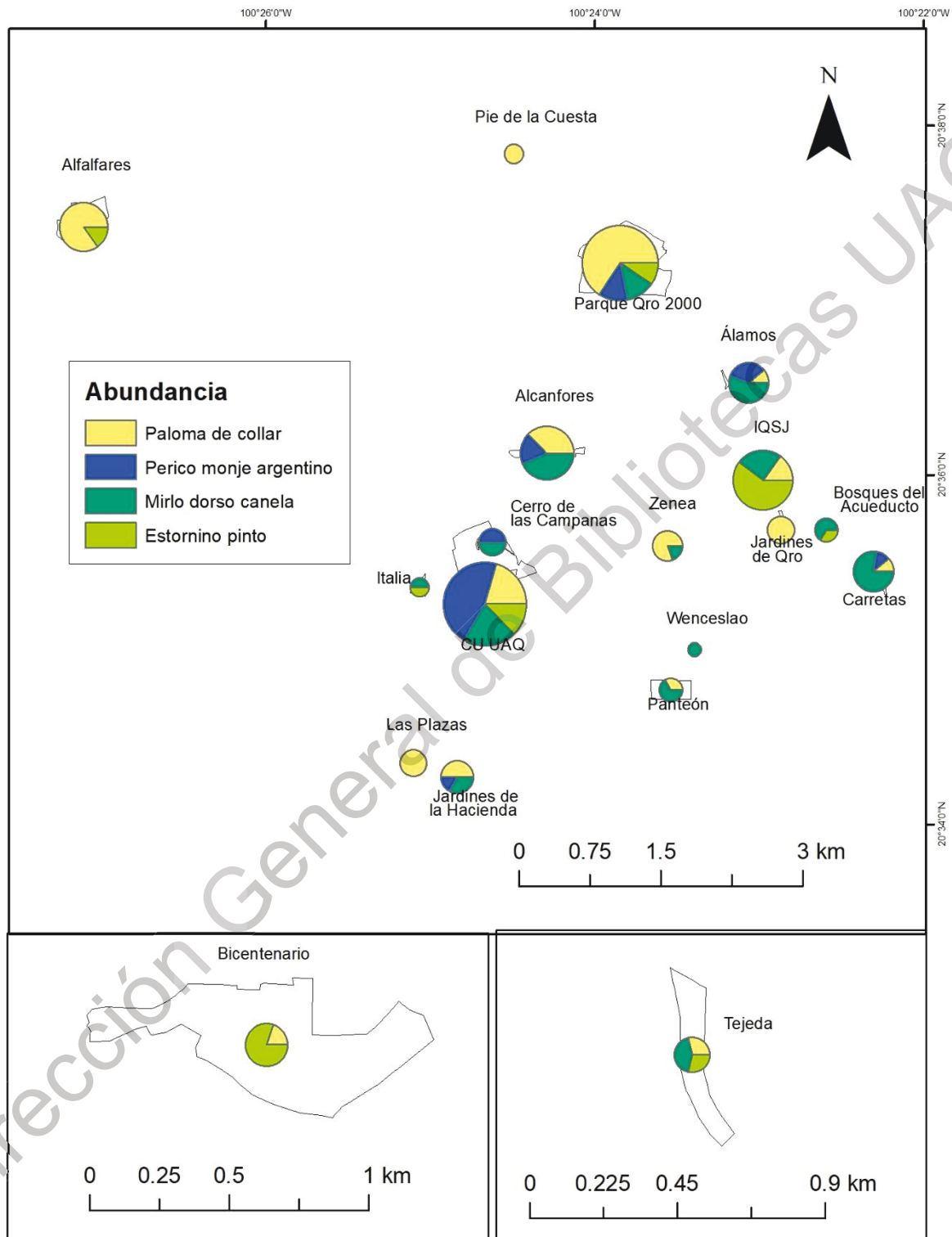


Figura 13. Distribución de las especies invasoras durante la primavera. El tamaño de la gráfica hace referencia a la abundancia, con valores de 1 a 39.

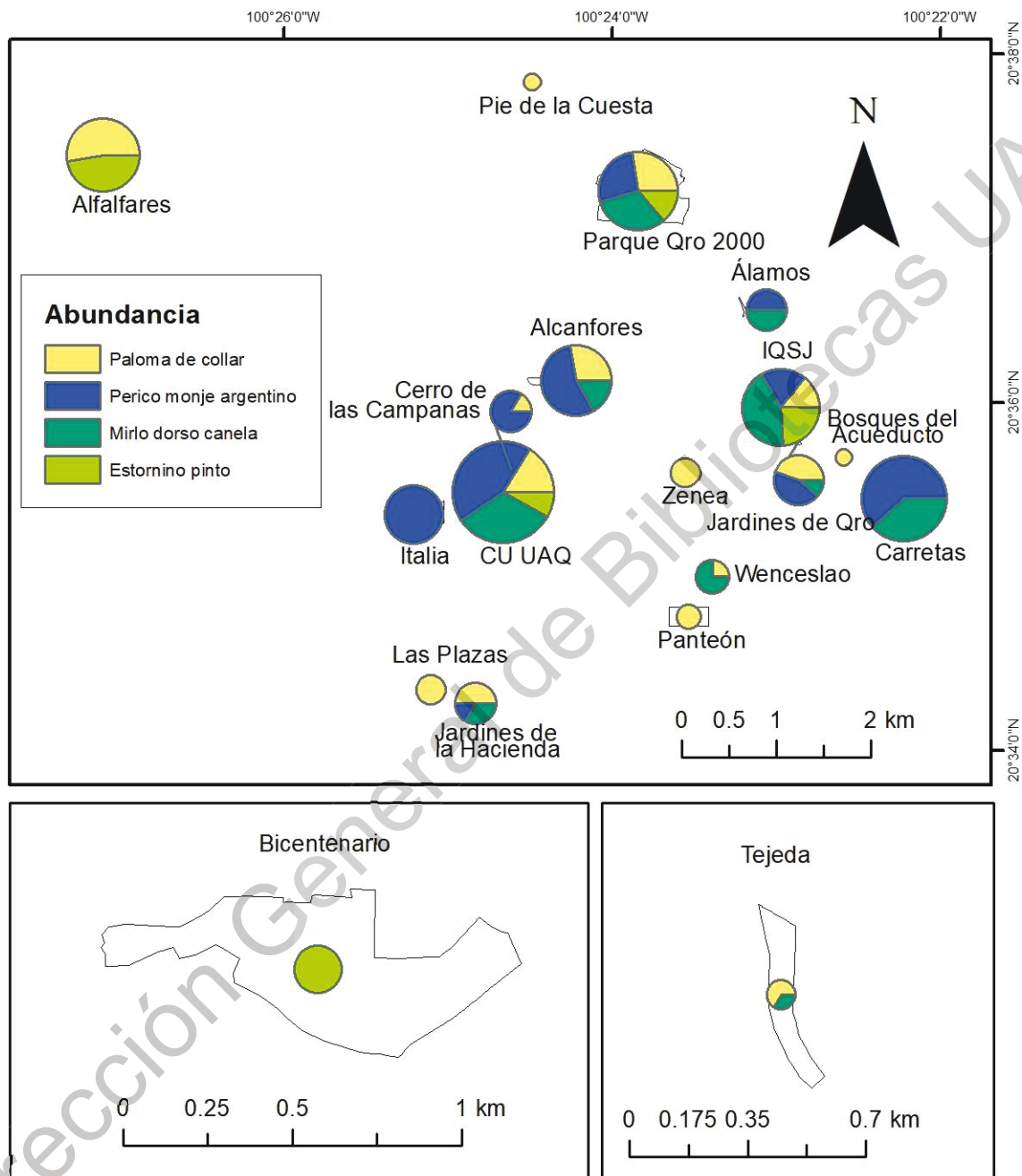


Figura 14. Distribución de las especies invasoras durante el verano. El tamaño de la gráfica hace referencia a la abundancia, con valores de 1 a 37.

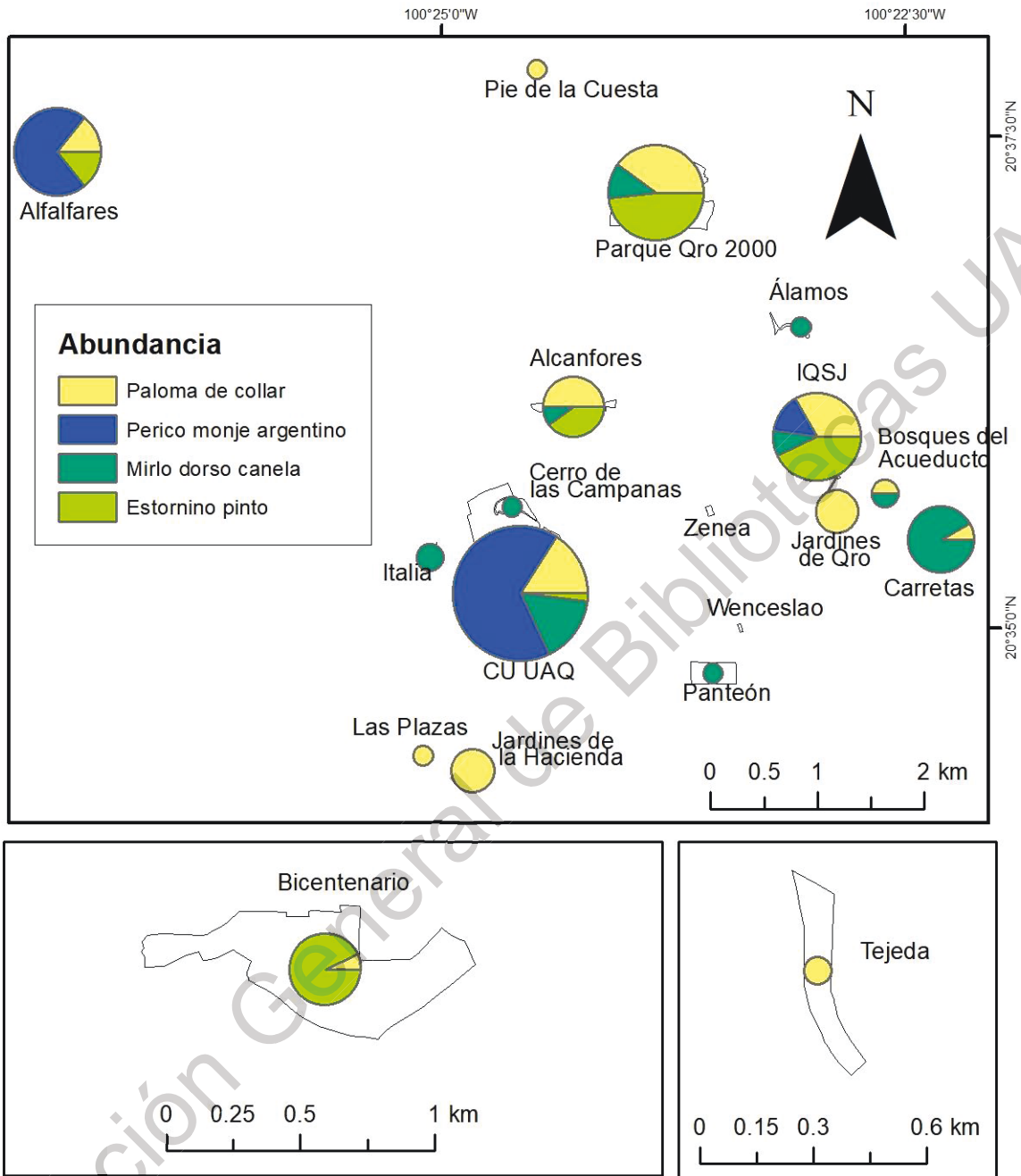


Figura 15. Distribución de las especies invasoras durante el otoño. El tamaño de la gráfica hace referencia a la abundancia, con valores de 1 a 50.

Hábitos de anidamiento y sitios de percha

Los nidos de paloma de collar se observaron en tres estaciones (Tabla 3). En primavera se identificó uno sobre una casuarina y otro sobre un eucalipto, a seis y ocho metros de altura respectivamente. En verano se observó un nido sobre un fresno a una altura aproximada de ocho metros. En otoño se observó uno sobre una casuarina y otro en fresno a cuatro metros de altura. Todos los nidos observados de esta especie estaban contruidos con ramas.

El perico monje argentino fue la especie con mayor número de nidos observados. En invierno se observaron 26 nidos en diversas unidades de muestreo (Tabla 3), todos ellos activos y contruidos principalmente sobre eucaliptos, aunque también se encontraron dos sobre yucas y uno en casuarina. Estaban ubicados a alturas desde los ocho hasta los 12 metros y contruidos principalmente por ramas. En primavera se observó un nido sobre mezquite a dos metros de altura. En diversas ocasiones se observó a pericos cortar ramas de mezquite y huizache, probablemente para la construcción de sus nidos. En verano, un nido contruido sobre una yuca que había tenido actividad anteriormente se registró inactivo. En su mayoría, los nidos del perico monje argentino se mantuvieron activos durante todo el año: en tres unidades de muestreo con nidos siempre se observaron ocupados y en dos unidades de muestreo los nidos fueron abandonados. De estos últimos, los que estaban ubicados en Álamos eran nidos contruidos a baja altura (no más de cinco metros), en comparación a los nidos activos. Se observó que cerca del área de esta unidad de muestreo sí hay nidos de perico monje argentino contruidos sobre eucaliptos a mayor altura. Una vez terminado el período de muestreo, en febrero de 2019 se observó a una pareja de perico monje argentino en un nido que no había sido registrado en CU. Este nido está contruido sobre una yuca a una altura aproximada de 3 metros y compuesto de ramas. Después, el 15 de marzo de 2019 se observó a un individuo construyendo un nuevo nido en la misma unidad de muestreo sobre una yuca a una altura similar que el anterior.

Se observaron nidos de mirlo dorso canela durante primavera, dos sobre fresno y uno en pirul, a una altura de seis metros en los fresnos y a tres en el pirul. El que estaba

sobre el pirul estaba compuesto, además de ramas, por pedazos de papel y plástico. En verano no se registraron nidos, pero sí se observaron ejemplares jóvenes en Carretas, Alcanfores, Centro Universitario de la UAQ y el Instituto Queretano San Javier.

Para el estornino pinto, en invierno se observaron dos posibles nidos, uno sobre un fresno y el otro sobre un nogal a una altura de tres metros. No hay seguridad de que ambos nidos estuvieran siendo ocupados por el estornino, ya que no se observó la entrada o salida de un individuo en la cavidad, sin embargo, durante las visitas se observaron varios individuos de estornino perchados en estos árboles. En primavera se avistaron tres nidos, uno sobre álamo, otro en fresno y el tercero en un hueco sobre una pared. Los dos primeros no se tiene la certeza de su ocupación por el estornino, ya que no se observó actividad. Los nidos estaban a una altura de tres metros, aproximadamente. En verano no se registraron nidos, pero se observaron ejemplares jóvenes en el Bicentenario, el Instituto Queretano San Javier, Centro Universitario de la UAQ, Alfalfares y el Parque Querétaro 2000. En otoño se observó un nido en un hueco de una pared a cuatro metros de altura.

Tabla 3. Número de nidos observados por estación.

Unidad de muestreo/ Especie	Paloma de collar				Perico monje argentino				Mirlo dorso canela				Estornino pinto			
	I	P	V	O	I	P	V	O	I	P	V	O	I	P	V	O
Álamos						1	1									
Alcanfores																
Alfalfares																
Bicentenario													1	1		
Bosques del																
Acueducto																
Carretas					3	3	5	5	1							
Cerro de las					1	1			1							
Campanas																
Instituto																
Queretano San														1		
Javier																
Italia																
Jardín Zenea																
Jardines de la				1	1	2	2	2	2	1						
Hacienda																
Jardines de																
Querétaro																
Las Plazas																
Panteón municipal		2														
Pie de la Cuesta																
Querétaro 2000					1								1		1	
Tejeda																
UAQ CU					20	20	20	20								
Wenceslao																
Total	0	2	1	2	26	27	27	27	0	3	0	0	1	3	0	1

I = invierno, P = primavera, V = verano, O = otoño.

En cuanto a los principales sitios de percha para cada especie invasora, en la figura 16 se observa que el pasto es el lugar en donde más se observó a la paloma de collar, el mirlo dorso canela y el estornino pinto, mientras que el perico monje argentino se ha observado principalmente en árboles de eucalipto, siendo éste el árbol preferido para anidar en la ciudad de Querétaro.

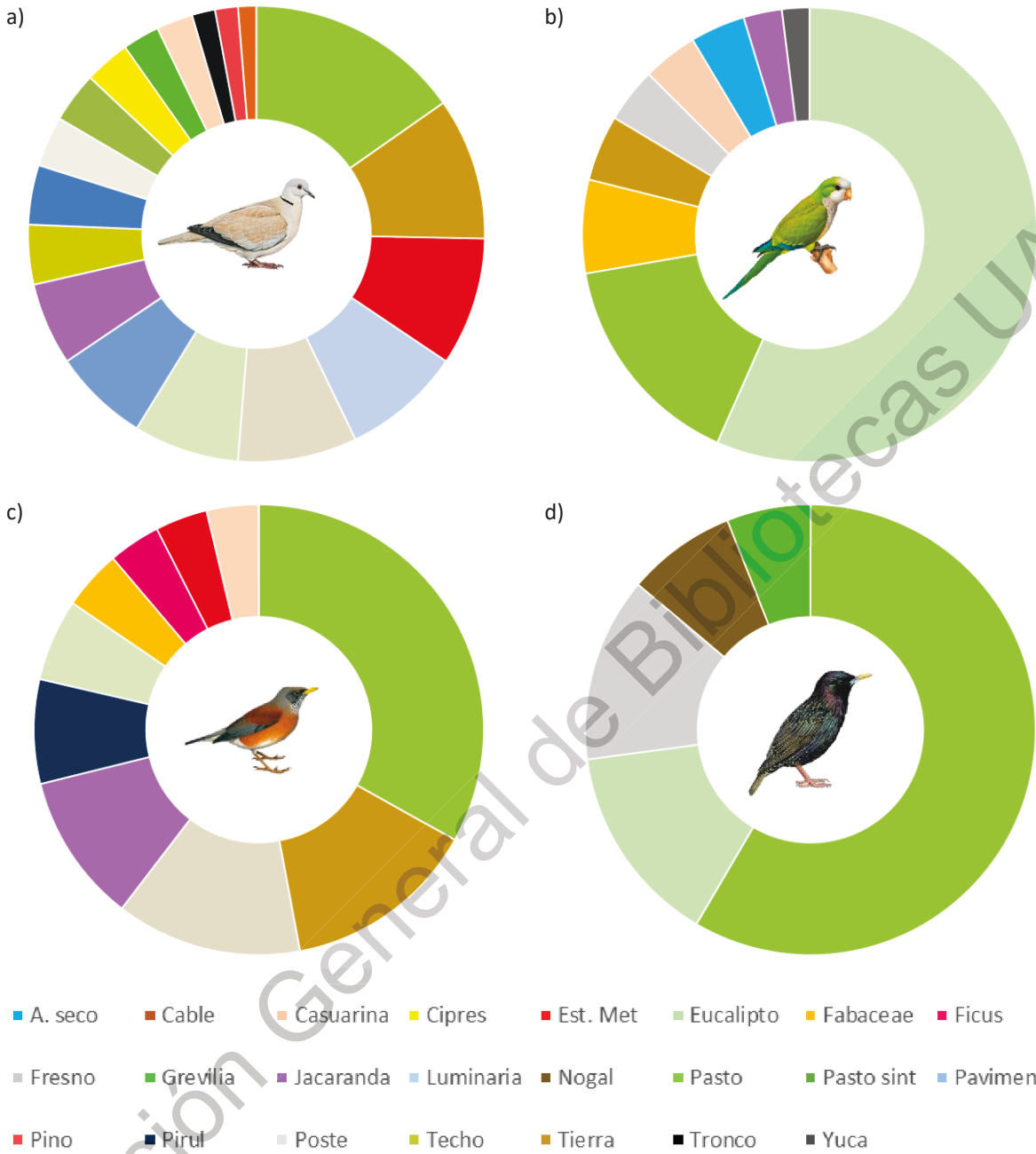


Figura 16. Principales lugares de percha de aves invasoras. a) Paloma de collar b) Perico monje argentino c) Mirlo dorso canela d) Estornino pinto. Est. met. = estructura metálica, A. seco = árbol seco.

Co-ocurrencia entre especies locales e invasoras

En el invierno se registraron 46 especies incluidas las invasoras, en primavera se registraron 49 especies, 34 en verano y 54 en otoño (Tabla A.1 del Apéndice). En la tabla 4 se muestran las co-ocurrencias para cada una de las aves exóticas invasoras.

La paloma de collar (STDE) presentó una co-ocurrencia con varias especies locales. Durante todo el año, tuvo similitud con la tortolita cola larga *Columbina inca* (COIN), el zanate mayor *Quiscalus mexicanus* (QUME) y la paloma de alas blancas *Zenaida asiatica* (ZEAS). Además, durante el invierno co-ocurrió con el chipe rabadilla amarilla *Setophaga coronata* (SECO) y con el gorrión común *Passer domesticus* (PADO), así como en el verano con el papamoscas cardenalito *Pyrocephalus rubinus* (PYRU) y nuevamente con PADO. El índice de similitud más alto se presentó en primavera con un valor de 0.79, y el más bajo en otoño con 0.72 (Figura 18 y 20).

El perico monje argentino (MYMO) tuvo similitud con pocas especies locales. En invierno co-ocurrió con el jilguerito dominico *Spinus psaltria* (SPPS) con un índice de similitud de 0.59 (Figura 17). En primavera y verano tuvo similitud con el colibrí corona violeta *Amazilia violiceps* (AMVI), además del saltapared cola larga *Thryomanes bewickii* (THBE) en primavera, el carpintero cheje *Melanerpes aurifrons* (MEAU) en verano y el papamoscas cenizo *Myiarchus cinerascens* (MYCI) en otoño. El índice de similitud más alto (0.73) fue en el verano (Figura 19).

El mirlo dorso canela (TURU) no presentó una co-ocurrencia estable con las especies locales, salvo con THBE durante invierno y otoño (Figura 17 y 20). En primavera presentó una similitud de 0.71 con CYLA y PYRU (Figura 18), y en verano con MEAU, AMVI y MYMO con una similitud de 0.64 (Figura 19).

El estornino pinto (STVU) fue la especie exótica invasora que presentó una menor co-ocurrencia con aves locales. En invierno tuvo una similitud de 0.59 con el tordo cabeza café *Molothrus ater* (MOAT). En primavera con la huilota común *Zenaida macroura* (ZEMA) tuvo una similitud de 0.54. En verano co-ocurre con la calandria cejas naranjas *Icterus bullockii* (ICBU) con un índice de similitud de 0.60 (Figura 19) y en otoño con MEAU (Figura 20).

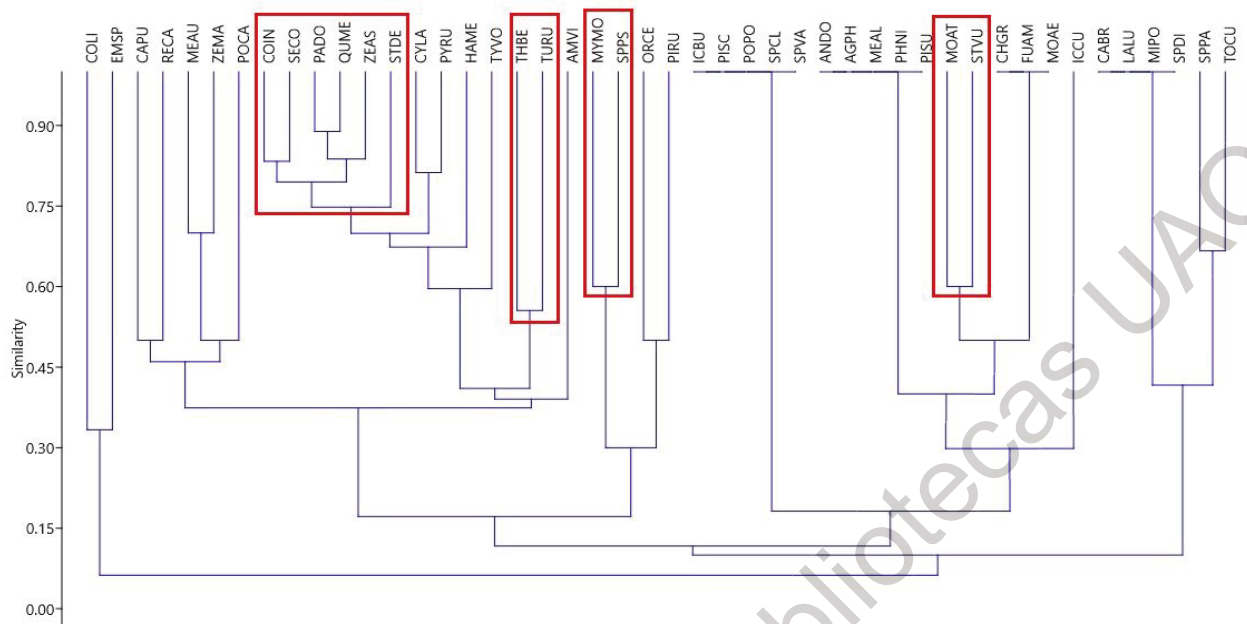


Figura 17. Dendrograma de co-ocurrencia entre especies locales e invasoras en invierno. Los cuadros rojos muestran la ubicación de las especies invasoras.

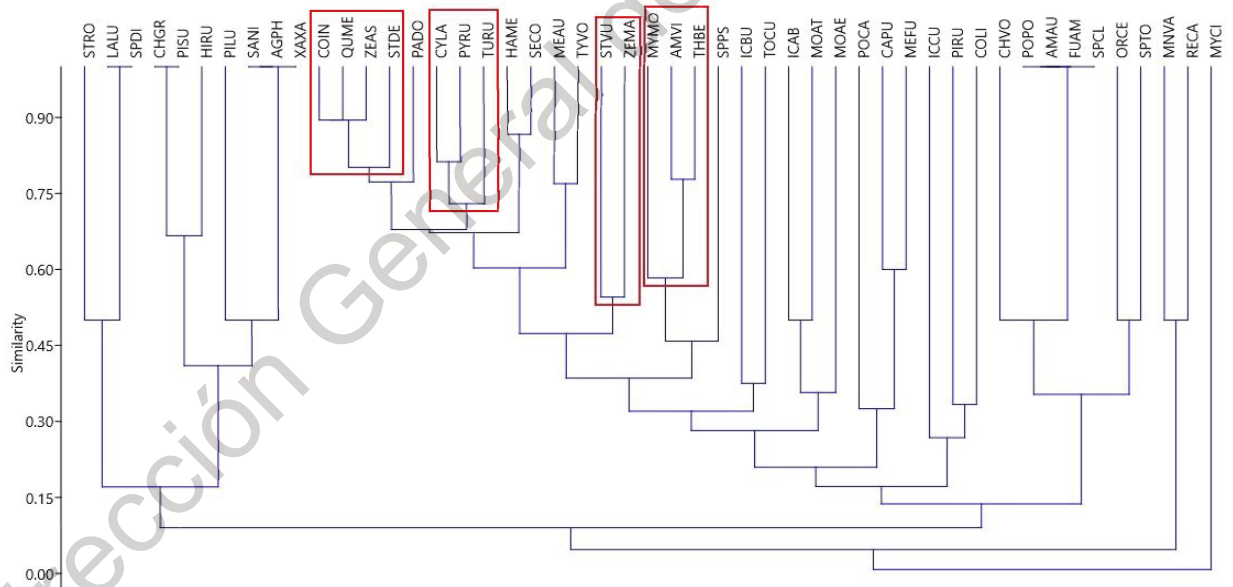


Figura 18. Dendrograma de co-ocurrencia entre especies locales e invasoras en primavera. Los cuadros rojos muestran la ubicación de las especies invasoras.

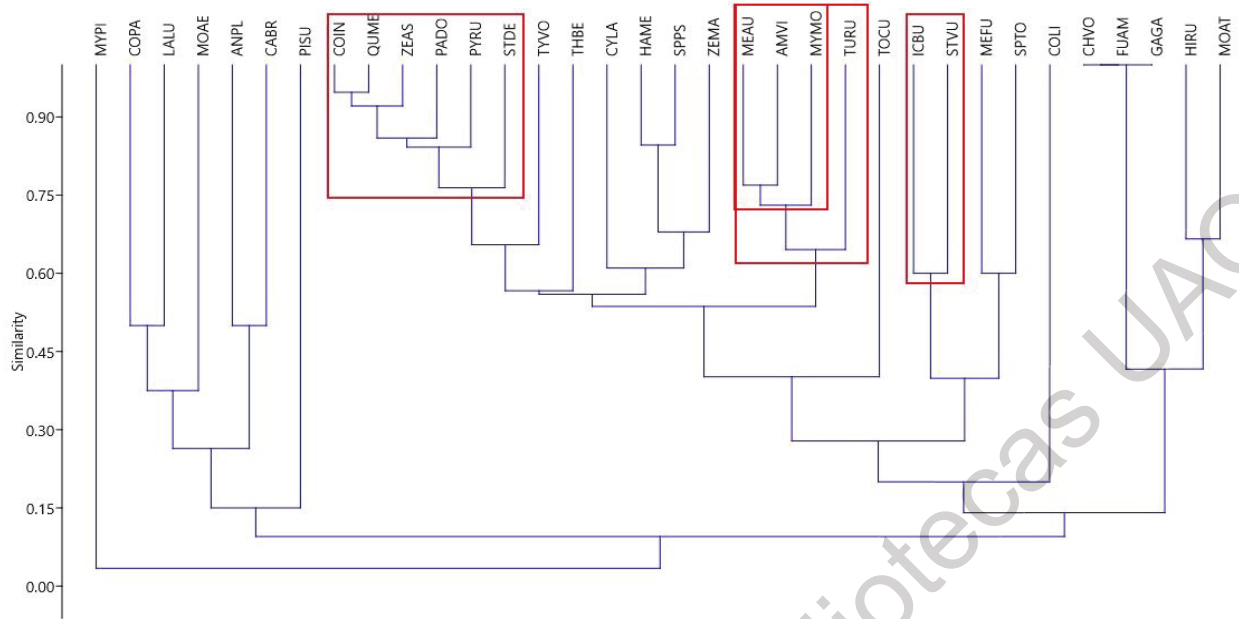


Figura 19. Dendrograma de co-ocurrencia entre especies locales e invasoras en verano. Los cuadros rojos muestran la ubicación de las especies invasoras.

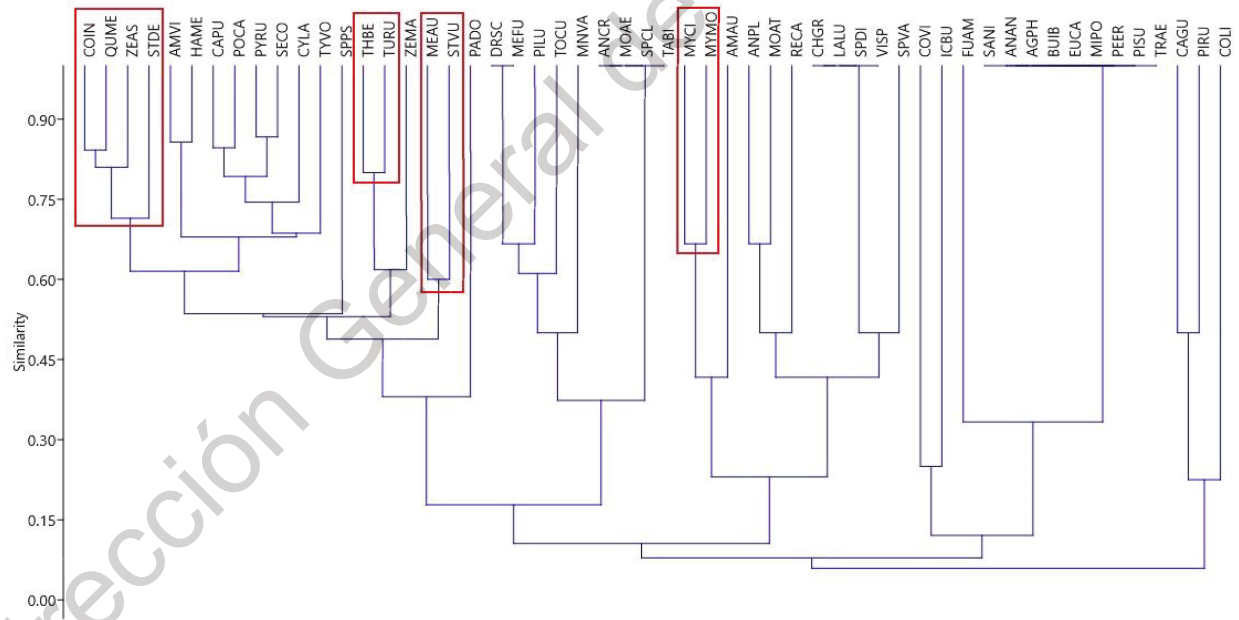


Figura 20. Dendrograma de co-ocurrencia entre especies locales e invasoras en otoño. Los cuadros rojos muestran la ubicación de las especies invasoras.

Tabla 4. Relación anual de co-ocurrencias con especies locales.

Especie/Estación	Invierno	Primavera	Verano	Otoño
Paloma de collar	COIN		COIN	
	ZEAS	COIN	QUME	COIN
	QUME	QUME	ZEAS	QUME
	SECO	ZEAS	PADO	ZEAS
	PADO		PYRU	
Perico monje argentino	SPPS	AMVI	AMVI	MYCI
		THBE	MEAU	
Mirlo dorso canela	THBE	CYLA	AMVI	THBE
		PYRU	MEAU	
			MYMO	
Estornino pinto	MOAT	ZEMA	ICBU	MEAU

El nombre las especies locales aparece en ID, su nombre completo se muestra en la Tabla A.1 del Apéndice.

DISCUSIÓN

Preferencia de hábitat

La paloma de collar no presentó alguna asociación positiva con ninguna de las variables, por el contrario, se pudo observar una relación negativa con la variable AF. Puede ser que presente una afinidad a sitios de forma regular con árboles de baja altura, como el jardín Zenea, Las Plazas y el Panteón municipal. Sin embargo, sitios como el Parque Querétaro 2000, Alfalfares y CU tienen una alta abundancia de esta especie, pero no son descritos por esta variable. La paloma de collar parece tener una distribución amplia en la zona urbana, lo cual puede ser debido a su capacidad de adaptación a este tipo de zonas, ser omnívora y tolerante a co-ocurrir con otras especies (Romagosa, 2012; Camacho-Cervantes y Schondube, 2018). Por lo tanto, la ocupación de un sitio por esta especie no parece estar fuertemente ligada a las variables medidas en este estudio. Por esta razón, sería importante realizar más estudios tomando en cuenta otras variables para así poder identificar si existen características que determinan su preferencia de hábitat en la ciudad de Querétaro.

Se observó un cambio de preferencia de hábitat en el perico monje argentino y el mirlo dorso canela entre estaciones. El perico monje argentino presentó una mayor afinidad por sitios con complejidad arbórea durante invierno, verano y otoño, lo que concuerda con los sitios donde se registró una mayor abundancia de la especie, tales como CU y Carretas. En primavera, se asoció con sitios con forma irregular y árboles altos, como Álamos y Alcanfores. Cabe mencionar que, en los sitios donde el perico está anidando, es más probable su observación. Un estudio realizado en Italia, muestra que el perico monje argentino prefiere áreas con árboles altos y con gran DAP, lo que facilita la construcción de nidos (Di Santo *et al.*, 2017); en otro estudio realizado en Argentina, la altura arbórea fue la característica seleccionada (Romero *et al.*, 2015). Estas características están contenidas en la variable CA, la cual fue seleccionada por la especie en la mayor parte del año de muestreo. Sin embargo, esta selección no sucede en todos los sitios en donde se ha registrado su presencia, como en Durango, donde el

perico no parece seleccionar zonas con árboles más altos para anidar (Rodríguez-Matutino *et al.*, 2018).

El mirlo dorso canela presentó una mayor afinidad a sitios irregulares con árboles altos durante el invierno, misma estación donde su abundancia y distribución fue menor. Después, en primavera, verano y otoño tuvo una afinidad a sitios con mayor complejidad arbórea. La preferencia por sitios caracterizados por la complejidad arbórea concuerda con lo descrito anteriormente por otros autores (Jackman y Scott, 1975; Pacheco, 2017), por lo que la presencia de árboles de gran altura, densidad foliar y DAP son importantes para la especie, sobre todo durante la temporada de anidación porque les confiere protección.

El estornino pinto se mantuvo constante a lo largo del año con una asociación a sitios de gran tamaño y heterogeneidad en sus coberturas. Al igual que en otras ciudades, el estornino pinto prefiere zonas con diversas coberturas, tales como pasto, arbustos y árboles (Kessel, 1953; Feare, 1984). En el otoño, además se asoció a sitios irregulares con árboles altos.

Si bien la variable cobertura de agua fue eliminada de los análisis, cabe mencionar que, aunque el agua es un recurso necesario para las aves, las unidades de muestreo presentan servicio de riego para sus áreas verdes, por lo que este recurso no estaba ausente ni presenta un obstáculo para la presencia de las aves de interés. En tal caso, el mirlo dorso canela es el que más está ligado a sitios con agua (Forcey, 2002), pero su abundancia es menor en sitios con grandes coberturas de agua, como el Parque Querétaro 2000, el Bicentenario o Alfalfares.

Cambios estacionales de la abundancia y distribución

Como se mencionó anteriormente, los primeros registros en Querétaro de la paloma de collar, el perico monje argentino, el mirlo dorso canela y el estornino pinto son recientes (Pineda-López y Malagamba-Rubio, 2009; Pineda-López y Malagamba-Rubio, 2011), pero actualmente la abundancia y distribución de estas especies ha incrementado en la

zona urbana. La distribución de la paloma de collar es bastante amplia dentro de la ciudad de Querétaro. Esto puede ser explicado por sus hábitos omnívoros, su gran adaptación a ambientes urbanos (Romagosa, 2012; Bendjoudi *et al.*, 2015; Camacho-Cervantes y Schondube, 2018) y su aparente falta de preferencia de hábitat. Su mayor abundancia fue durante la primavera, lo que coincide con una de las temporadas donde se observaron nidos. Esto se debe a que, durante la temporada de anidamiento, las parejas permanecen juntas y no se alejan de su territorio (Romagosa, 2012), por lo que resulta más fácil su observación.

El perico monje argentino tiene una mayor distribución durante la primavera y el verano, disminuyendo en las estaciones más frías. Sin embargo, en el otoño fue cuando presentó su mayor abundancia, seguido por el invierno. Los climas fríos pueden mantener al perico monje argentino agrupado, por lo que el conteo de las observaciones es mayor, elevando así el registro de abundancia. Por otro lado, la disponibilidad de alimento entre estaciones es distinta, lo que puede explicar las diferencias estacionales. Durante el trabajo de campo se observó a varios individuos alimentarse de las vainas de huizache (*Acacia* sp.), especie que tiene frutos durante el verano y el otoño (Malda Barrera *et al.*, 2016).

El mirlo dorso canela tuvo su mayor distribución en primavera y su mayor abundancia se presentó en verano. Ambas estaciones coinciden con su temporada de reproducción (Pineda-López y Malagamba-Rubio, 2009; Carbó-Ramírez *et al.*, 2015). Al igual que con lo que sucedió con el perico monje argentino, la temporada de reproducción permite escuchar y ver al mirlo dorso canela en parejas y dentro de su territorio, por lo que se detecta mejor. Durante el verano, se observaron en diversas ocasiones individuos jóvenes, lo que confirma su reproducción a pesar de preferir sitios con depredadores potenciales. También se observó a un individuo joven alimentándose de lombrices y adultos comiendo frutos de ficus. Estuvo presente durante todo el año, a diferencia de lo reportado en ciudades como Pachuca donde no es un residente permanente (Pacheco, 2017).

La distribución del estornino pinto fue más extensa durante la primavera, y ya que en primavera y verano es su temporada de reproducción (Álvarez-Romero *et al.*, 2008), es de esperarse que se encuentre más ampliamente distribuido, debido a que en esta temporada las bandadas se separan para buscar pareja (Kaufman, 1996). La distribución presentó un patrón oscilatorio, es decir, mientras en invierno fue baja, en primavera aumentó, después en verano disminuyó de nuevo y en otoño aumentó. En cuatro unidades de muestreo siempre estuvo presente el estornino pinto, y una más en tres de las cuatro estaciones. Es probable que en dos unidades de muestreo la observación del estornino pinto haya sido fortuita durante la primavera. Esta idea se respalda porque ambas unidades de muestreo (Tejeda y Bosques del Acueducto) solo registraron a la especie una vez en las tres visitas que se hicieron en la primavera, por lo que su presencia en estos sitios no significa necesariamente que sean zonas que frecuenten.

Por otro lado, la abundancia del estornino tuvo su mayor crecimiento en el invierno y el otoño, y durante las estaciones cálidas su observación disminuyó, a pesar de ser la temporada de reproducción (Álvarez-Romero *et al.*, 2008) y cuando se registraron individuos jóvenes. En ocasiones, los individuos jóvenes pueden migrar (Kessel, 1953), regresando en otoño a sus sitios de origen (Cabe, 1993). Aunque no está documentado la migración de esta especie para el estado de Querétaro, es posible que algunos individuos del norte lleguen a la ciudad durante el otoño y se unan a las poblaciones ya establecidas, aumentando así su abundancia.

De acuerdo con los datos obtenidos por Pineda-López *et al.* (2013) y los resultados de este estudio, la distribución de la paloma de collar, el perico monje argentino y el mirlo dorso canela ha cambiado en la ciudad de Querétaro. A pesar de no seguir la misma metodología en ambos estudios, es claro que la distribución y abundancia de estas especies exóticas invasoras en la zona urbana de Querétaro ha incrementado notablemente. Según lo publicado en 2013, la paloma de collar no fue vista en verano y otoño durante los muestreos, mientras que los resultados del presente estudio muestran su presencia durante todas las estaciones. Además, el estudio anterior

menciona al otoño como una estación en donde es difícil observar a estas especies; por el contrario, el estudio actual muestra la presencia de las especies en cualquier estación del año.

Anidación y sitios de percha

La temporada de anidación para la paloma de collar se dio desde primavera hasta otoño, justamente como se reporta para zona templadas (Álvarez-Romero *et al.*, 2008). Aunque no se identificaron crías o jóvenes durante el muestreo, se infiere que su reproducción se está llevando a cabo en la ciudad, ya que en el último estudio realizado no se reportaron individuos durante verano y otoño (Pineda-López y Malagamba-Rubio, 2013), mientras que en este estudio se observó durante todo el año, significando un aumento de su población.

Los resultados sobre la anidación del perico monje argentino muestran que esta especie se está expandiendo dentro de la zona urbana de Querétaro. Uno de los sitios con mayor presencia de nidos es CU, en donde se siguen ubicando nidos nuevos dentro de las instalaciones. Estos se ubican cerca de aquellos que tienen más tiempo de ocupación, debido a que la distancia de dispersión natal es corta (Martin y Bucher, 1993; Avery y Shiels, 2018). En cuanto a los nidos abandonados, posiblemente algunos individuos intentaron construir nuevos nidos, pero posteriormente fueron abandonados por su baja altura. La especie arbórea con mayor presencia de nidos para la ciudad de Querétaro fue el eucalipto, al igual que lo observado en la ciudad de Durango (Rodríguez-Matutino *et al.*, 2018) pero contrario a otras ciudades como Buenos Aires donde el perico tiene una mayor preferencia hacia la araucaria y diversas especies de palmas (Romero *et al.*, 2015), o sobre estructuras hechas por el hombre en varias ciudades de Estados Unidos (Avery y Shiels, 2018).

Aunque se registraron pocos nidos de mirlo dorso canela, sí se observaron varios individuos jóvenes y la reproducción de esta especie está reportada en estudios anteriores (Pineda-López y Malagamba-Rubio, 2013). Los nidos se construyeron en especies arbóreas que ya se han registrado en otros estudios, como las jacarandas,

eucaliptos y fresnos (Pineda-López y Malagamba-Rubio, 2009). Se puede decir que el mirlo dorso canela es una especie establecida y que se reproduce en la ciudad de Querétaro.

En el caso del estornino pinto, a pesar de registrarse varios nidos, sólo en uno se puede asegurar su ocupación por esta especie. Sin embargo, en este único caso no se puede aseverar la existencia de crías dentro del nido, ya que no se observó a un adulto introducir alimento o la observación directa de crías. Como en el caso del mirlo dorso canela, a pesar no ver crías, sí se observaron varios individuos jóvenes y está registrada su reproducción dentro de la ciudad (Pineda-López y Malagamba-Rubio, 2013).

Los sitios de percha de las aves exóticas invasoras variaron entre sí. El pasto es uno de los estratos donde se pudo observar a la paloma de collar, el mirlo dorso canela y el estornino pinto, lo que concuerda con los hábitos alimenticios de estas especies (Jackman y Scott, 1975; Feare 1984). La paloma de collar presentó una gran variedad de sitios para perchar, desde sitios naturales como árboles y herbáceas, hasta estructuras hechas por el hombre. Al igual que lo observado por Maya-Elizarrarás y Maya-Elizarrarás en la ciudad de Morelia (2018), la casuarina y la jacaranda son sitios de percha comunes para la paloma de collar. Por otro lado, el estornino pinto se observó en pocos lugares, todos ellos árboles o herbáceas.

Co-ocurrencia entre especies exóticas invasoras y aves locales

El análisis de co-ocurrencia muestra que la paloma de collar se presenta en sitios con muchas otras especies, principalmente con la paloma de alas blancas, la tortolita cola larga y el zanate mayor. Cabe destacar, que las aves asociadas son especies ampliamente tolerantes al ambiente urbano (Carbó-Ramírez y Zuria, 2011). Si bien existen registros de interacciones negativas entre la paloma de collar y la de alas blancas (Bonter *et al.*, 2010; Pineda-López y Malagamba-Rubio, 2011; Romagosa, 2012), en este estudio no se registraron comportamientos agresivos. Los resultados sugieren que la paloma de collar no está desplazando a la paloma de alas blancas como sucede en otros

sitos urbanos (Chablé-Santos *et al.*, 2012). Sin embargo, la co-ocurrencia entre ambas especies no indica de manera definitiva una asociación positiva o negativa, sólo el registro de presencia en las mismas unidades de muestreo. Debido a que es una especie altamente urbana, es posible que esté explotando los recursos disponibles en vez de competir con las aves nativas, como lo observaron Camacho-Cervantes y Schondube (2018).

El perico monje argentino no muestra una asociación constante con aves locales, pues mantiene una similitud con diferentes especies durante el año. La presencia del perico monje argentino no está bien extendida en las unidades de muestreo para este estudio, sobre todo durante el invierno y el otoño. Este puede ser un factor que evita observar claramente las asociaciones con otras especies. En verano, que es la temporada donde tiene una distribución más amplia, co-ocurre con el colibrí corona violeta y el carpintero cheje. Ambas especies utilizan recursos distintos a los que necesita el perico monje argentino, tales como alimento o sitios para anidar (Husak y Maxwell, 1998; Wethington, 2002) lo que favorece que compartan el territorio. Como especie social (Moscatello, 2013; Appelt *et al.*, 2016), no muestra una gran asociación con otras especies (Muñoz-Jiménez y Alcántara-Carbajal, 2017); sin embargo, tampoco se registró algún comportamiento agresivo, salvo una ocasión durante el verano en que un zanate mayor desplazó a un perico monje argentino estando en tierra.

El mirlo dorso canela tampoco muestra una clara co-ocurrencia con alguna especie local. Durante su temporada de mayor distribución se asocia con el papamoscas cardenalito y el colibrí pico ancho, especies bastante comunes en las áreas verdes de la ciudad (Malagamba-Rubio *et al.*, 2013). Durante el otoño y el invierno co-ocurrió con el saltapared cola larga, que al igual que el mirlo y el papamoscas cardenalito, pertenece al orden de los passeriformes, lo que concuerda con lo propuesto por Martínez- Morales *et al.* (2010) que mencionan interacciones con aves taxonómicamente cercanas. En verano presentó asociación con el perico monje argentino, otra especie invasora. No se registran conductas de competencia o agresión hacia otras aves. Al analizar las unidades de muestreo con mayor abundancia de la especie, tales como Carretas, el Instituto

Queretano San Javier, Álamos y CU, se observa que son áreas con presencia de depredadores como gatos y perros. Esto contrasta con lo descrito en otros estudios en donde se menciona que la especie suele evitar zonas con depredadores potenciales (Martínez-Morales *et al.*, 2010). En el caso de Querétaro, estos sitios tienen alta complejidad arbórea en donde la altura y la densidad foliar predominan, por lo que es posible que estas características ayuden al mirlo dorso canela a no ser depredado por gatos y perros.

El estornino pinto co-ocurrió con diferentes especies locales en las diferentes estaciones. Algo importante es que durante el otoño se asoció con el carpintero cheje, una especie con la que compite por los huecos donde anidan (Ibañez *et al.*, 2017). Sin embargo, esta asociación se dio en una temporada en donde es posible que no se estén reproduciendo. Si bien no se observaron agresiones directas entre ambas especies, es probable que al encontrarse en las mismas áreas estén compitiendo por sitios de anidación, ya que en dos unidades de muestreo (el Instituto Queretano San Javier y el Bicentenario) se observó a ambas especies perchadas en el mismo árbol en donde se encontraba un agujero, pero sin poder comprobar cuál de las dos especies lo ocupaba. Esta co-ocurrencia coincide con lo observado en Guanajuato en la misma temporada, en donde el estornino pinto y el carpintero cheje se registraron perchando en el mismo árbol sin una interacción aparente (Pérez-Arteaga y Monterrubio-Rico, 2016). En el invierno co-ocurrió con el tordo cabeza café, una especie con la que suele compartir su espacio de alimentación (Sauer *et al.*, 2017). No se encontró asociación con otras especies con las que se han reportado agresiones, como el gorrión doméstico, la golondrina tijereta y el mirlo dorso canela (Álvarez-Romero *et al.*, 2008). Puede ser que estas especies eviten co-ocurrir y por eso no se registra su presencia.

CONCLUSIONES

La paloma de collar y el perico monje argentino presentan una abundancia y distribución amplia a casi 10 años de sus primeros registros para la ciudad de Querétaro, por lo que se sugiere considerar a estas especies en fase de dispersión. De continuar con esta tendencia de crecimiento, en 10 años podrían ser aún más abundantes y, en el caso de el perico monje argentino, si se detectan daños en la estructura urbana y su dispersión hacia zonas periurbanas y rurales, podría considerarse como especie plaga. Para esta especie se reitera la propuesta de controlar sus poblaciones; aunque se desconocen sus efectos para la zona de Querétaro, el incremento en su distribución es claro y podría traer consecuencias como las que se registran en otros países. La captura de individuos y remoción de nidos podría ser una opción para la ciudad, ya que los nidos se centran en puntos específicos en la ciudad y su ejecución no conlleva un gran gasto económico. Además, la concientización social es un factor importante para disminuir la adquisición y liberación de especies exóticas, y la implementación de leyes para su manejo. Por su parte, el mirlo dorso canela y el estornino pinto no muestran evidencia de crecimiento poblacional, por lo que posiblemente se encuentren aún en fase de establecimiento.

La abundancia presenta cambios con respecto a las estaciones, pero la distribución mantiene un patrón general sin cambios. Los resultados demuestran que la paloma de collar, el perico monje argentino, el mirlo dorso canela y el estornino pinto tienen afinidades a diferentes características de las áreas verdes urbanas, como lo son el tamaño y la heterogeneidad y la complejidad arbórea. Además, estas especies exóticas invasoras se asocian débilmente a diversas especies locales y no se encontró evidencia de impacto a otras especies.

Se necesita ampliar el estudio a más zonas de la ciudad considerando todo tipo de áreas verdes, ya que permitirá tener una visión a mayor escala. Además, se requieren estudios que evalúen el impacto de estas aves en el ecosistema urbano y sobre la economía, y así poder plantear estrategias de control poblacional. En el caso de

desarrollar un plan de manejo se deben tomar en cuenta todos estos aspectos para cumplir con los objetivos planteados.

Dirección General de Bibliotecas UAQ

REFERENCIAS

- Aguirre Muñoz, A. y Mendoza Alfaro, R. 2009. Especies exóticas invasoras: impactos sobre las poblaciones de flora y fauna, los procesos ecológicos y la economía. Capital natural de México. CONABIO. México. p.277.
- Álvarez-Romero, J.G., Medellín, R.A., Oliveras de la Ita, A., Gómez de Silva, H. y Sánchez, O. 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, D.F. p291.
- Appelt, C. W., Ward, L., Bender, C., Fasenella, J., van Vossen, B., *et al.* 2016. Examining potential relationships between exotic monk parakeets (*Myiopsitta monachus*) and avian communities in an urban environment. *Wilson J. Ornithol.* 128(3):556-566.
- Avery, M., y Shiels, A. 2018. Monk and Rose-Ringed Parakeets. En: Pitt, W.C., Beasley, J.C. y Witmer, G.W. *Ecology and Management of terrestrial vertebrate invasive species in the United States.* CRC Press, FL. USA.
- Beissinger, S.R., y Osborne, D.R. 1982. Effects of urbanization on avian community organization. *Condor* 84:75-83.
- Bendjoudi, D., Voisin, J-F., Doumandji, S., Merabet, A., Benyounes, N. y Chenchouni, H. 2015. Rapid increase in numbers and change of land-use in two expanding Columbidae species (*Columba palumbus* and *Streptopelia decaocto*) in Algeria. *Avian Res.* 6(18):1-9.
- Blackburn, T.M., Pyšek, P., Bacher, S., Carlton, J.T., Duncan, R., Jarošík, V., Wilson, J. y Richardson, D.M. 2011. A proposed unified framework for biological invasions. *Trends Ecol. Evol.* 26(7):333-339.
- Bonter, D.N., Zuckerberg, B. y Dickinson, J.L. 2010. Invasive birds in a novel landscape: habitat associations and effects on established species. *Ecography* 33:494-502.
- Brown, D. y Rothery, P. 1993. *Models in biology: mathematics, statistics and computing.* John Wiley and Sons.

- Bush, E., Baker, S. y Macdonald, D. 2014. Global trade in exotic pets 2006-2012. *Conserv. Biol.* 28(3):663-676.
- Cabe, P. 1993. European starling (*Sturnus vulgaris*), version 2.0. In *Birds of North America*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA.
- Camacho-Cervantes, M. y Schondube, J.E. 2018. Habitat use by the invasive exotic Eurasian Collared-Dove (*Streptopelia decaocto*) and native dove species in the Chamela-Cuixmala region of West Mexico. *Wilson J. Ornithol.* 130(4):902-907.
- Carbó-Ramírez, P. y Zuria, I. 2011. The value of small urban greenspaces of birds in a Mexican city. *Landsc. Urban Plan.* 100:213-222.
- Carbó-Ramírez, P., González-Arrieta, R.A., y Zuria, I. 2015. Breeding biology of the Rufous-backed Robin (*Turdus rufopalliatus*) in an urban area outside its original distribution range. *Wilson J. Ornithol.* 127(3):515-521.
- Castro-Díez, P., Valladares, F. y Alonso, A. 2004. La creciente amenaza de las invasiones biológicas. *Ecosistemas* 13(3):61-68.
- Chablé-Santos, J., Gómez-Uc, E. y Hernández-Betancourt, S. 2012. Registros reproductivos de la paloma de collar (*Streptopelia decaocto*) en Yucatán, México. *Huitzil* 13(1):1-5.
- Chace, J.F. y Walsh, J.J. 2006. Urban effects on native avifauna: a review. *Landsc. Urban Plan.* 74(1):46-69.
- Chesser R.T., Burns K.J., Cicero C., Dunn J.L., Kratter A.W., Lovette I.J., Rasmussen P.C., Remsen J.V., Stotz D.F., Winger B.M. y Winker K. 2018. Check-list of North American Birds (online). American Ornithological Society [accessed 20 august 2019]. Available from: <http://checklist.aou.org/taxa>
- Chesser R.T., Burns K.J., Cicero C., Dunn J.L., Kratter A.W., Lovette I.J., Rasmussen P.C., Remsen J.V., Stotz D.F. y Winker K. 2019. Sixtieth Supplement to the American Ornithological Society's Check-list of North American Birds. *Ornithological Advances* XX: 1-23. DOI: <https://doi.org/10.1093/auk/ukz042>
- Clement, R. 2001. Thrushes. Princeton University Press. Princeton, New Jersey, USA.
- Comité Asesor Nacional sobre Especies Invasoras. 2010. Estrategia nacional sobre especies invasoras en México, prevención, control y erradicación. Comisión Nacional

para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Comisión Nacional de Áreas Protegidas, Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. México.

- CONABIO. 2016. Sistema de información sobre especies invasoras en México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. 17 septiembre 2017. <http://www.biodiversidad.gob.mx/invasoras>
- Coombs, C., Isaacson, A., Murton, R., Thearle, R. y Westwood, N. 1981. Collared doves (*Streptopelia decaocto*) in urban habitats. J. Appl. Ecol. 18:41-62.
- Cramp, S. 1985. Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa, vol. 4. Terns to woodpeckers. New York: Oxford Univ. Press.
- Di Santo, M., Battisti, C. y Bologna, M.A. 2016. Interspecific interactions in nesting and feeding urban sites among introduced Monk Parakeet (*Myiopsitta monachus*) and syntopic bird species. Ethol. Ecol. Evol. 29(2):138-148.
- Di Santo, M., Bologna, M.A. y Battisti, C. 2017. Nest tree selection in a crowded introduced population of Monk Parakeet (*Myiopsitta monachus*) in Rome (central Italy): evidence of selectivity. Zoology and Ecology. DOI: 10.1080/21658005.2017.1366293
- Drennen, D. J. 1997. Nesting of Eurasian Collared-Doves (*Streptopelia decaocto*) in Barbour County, Alabama. Ala. Birdlife 43:1-7.
- Dukes, J. S. y Mooney, H. A. 2004. Disruption of ecosystem processes in western North America by invasive species. Rev. Chil. Hist. Nat. 77(3):411-437.
- Feare, C. 1984. The Starling. Oxford: Oxford Univ. Press.
- Forcey, J. M. 2002. Notes on the birds of central Oaxaca, part. III: Hirundinidae to Fringillidae. Huitzil 3:43-55.
- Fuller, R. J. y Langslow, D. R. 1984. Estimating numbers of birds by point counts: how long should counts last? Bird Study 31:195-202.
- Gomis Martín, E. 1999. Las aves urbanas. Argutorio 2(3):20-22.
- González-García, F., Puebla, F., Barrios, S., Neri, M. y Gómez, H. 2004. Información adicional sobre la avifauna de los estados de Hidalgo y Querétaro, México, incluyendo nuevos registros estatales. Cotinga 22:56-64.
- González-Oreja, J. A. 2017. Relationship of area and noise with the distribution and abundance of songbird in urban greenspaces. Landsc. Urban Plan. 158:177-184.

- Hammer, Ø. y Harper, D. y Ryan, P. 2001. PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. p134.
- Hobson, E.A., Smith-Vidaurre, G. y Salinas-Melgoza, A. 2017. History of nonnative monk parakeets in Mexico. PLoS ONE 12(9):e0184771.
- Howell, N. y Webb, S. 1995. A guide to the birds of Mexico and Northern Central America. Oxford University Press. New York, USA.
- Husak, M.S. y Maxwell, T. 1998. Golden-fronted Woodpecker (*Melanerpes aurifrons*), version 2.0. In The Birds of North America (A. F. Poole and F. B. Gill, Editors). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bna.373>
- Ibañez, L., Girini, J., Palacio, F., Fiorini, V. y Montalti, D. 2017. Interacciones entre el estornino pinto (*Sturnus vulgaris*) y aves nativas de Argentina por el uso de cavidades. Rev. Mex. Biodivers. 88: 477-4779.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2017. Anuario estadístico y geográfico de Querétaro 2017.
- Ingold, D. J. 1996. Delayed nesting decreases reproductive success in Northern Flickers: implications for competition with European starlings. J. Field Ornithol. 67, 321–326.
- Jackman, S.M, y Scott, J.M 1975. Literature review of twenty-three selected forest birds of the Pacific Northwest. USDA Forest Service, Pacific Northwest Region, Portland, OR.
- Karl, B. J. y Best, H. A. 1982. Feral cats on Stewart Island; their foods, and their effects on kakapo. New Zeal. J. Zool. 9: 287-294.
- Kasner, A. C., y Pyeatt, D.N. 2016. Eurasian collared-dove (*Streptopelia decaocto*) usurps nest of American Robins (*Turdus migratorius*). Wilson J. Ornithol. 128(1):198-200.
- Kaufman, K. 1996. Lives of North American Birds. Houghton Mifflin Company, NY, USA.
- Kessel, B. 1953. Distribution and migration of the European starling in North America. Condor 55:49-67.
- Le Louarn, M., Clergeau, P., Strubbe, D. y Deschamps-Cottin, M. 2018. Dynamic species distribution models reveal spatiotemporal habitat shifts in native range-expanding versus non-native invasive birds in an urban area. J. Avian Biol. 49(4):1-16.
- Legendre, P. y Legendre, L. 1998. Numerical Ecology. 2da ed. Elsevier.

- Lim, H. C., Sodhi, N., Brook, B. y Soh, M. 2003. Undesirable aliens: factors determining the distribution of the three invasive bird species in Singapore. *J. Trop. Ecol.* 19:685-695.
- Lockwood, J.L., Hoppes, M. y Marchetti, M. 2013. *Invasion ecology*. Oxford. Wiley-Blackwell.
- Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S. y De Poorter, M. 2004. 100 of the world's worst invasive alien species: a selection from the global invasive species database. The Invasive Species Specialist Group (ISSG) a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN).
- MacGregor-Fors, I., Calderón-Parra, R., Meléndez-Herrada, A., López-López, S., y Schondube, J.E. 2011. Pretty, but dangerous! Records of non-native Monk Parakeets (*Myiopsitta monachus*) in Mexico. *Rev. Mex. Biodivers.* 82:1053-1056.
- Mack, R.N., Simberloff, D., Lonsdale, W.M., Evans, H., Clout, M. y Bazzaz, F.A. 2000. Biotic invasions: Causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecol. Appl.* 10(3):689-710.
- Malagamba-Rubio, A., MacGregor-Fors, I. y Pineda-López, R. 2013. Comunidades de aves en áreas verdes de la ciudad de Santiago de Querétaro, México. *Ornitol. Neotr.* 24(2):371-386.
- Malda Barrera, G., Romero Valencia, E. y González Hernández, A. 2016. *Plantas y Arbustos de la Ciudad de Querétaro*. 1a ed. Universidad Autónoma de Querétaro, Ed. Universitaria Serie Nodos.
- Martin, L. y Bucher, E. 1993. Natal dispersal and first breeding age in monk parakeets. *Auk* 110:930-933.
- Martínez-Morales, M.A., Zuria, I., Chapa-Vargas, L., MacGregor-Fors, I., Ortega-Álvarez, R., Romero-Águila, E., y Carbó, P. 2010. Current distribution and predicted geographic expansion of the Rufous-backed Robin in Mexico: a fading endemism? *Divers. Distrib.* 16(5):786-797.
- Maya-Elizarrarás, E., y Maya-Elizarrarás, L.M. 2018. Confirmación de presencia, registro de anidación, variación estacional de la densidad y uso de recursos para percha de la paloma turca (*Streptopelia decaocto*; Frivaldsky, 1838) en Morelia, Michoacán, México. *Acta Zool. Mex. (n.s.)* 34, 1-12.

- McGarigal, K. 2015. FRAGSTATS HELP. <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/documents/fragstats.help.4.2.pdf>
- Menezes Bochio, G. y dos Anjos, L. 2012. The importance of considering bird detectability for assessing biological integrity. *Nat. Conservação*. 10(1):72-76.
- Mennechez, G. y Clergeau, P. 2001. Settlement of breeding European Starlings in urban areas: importance of laws vs anthropogenic wastes. En: Marzluff, J.M., Bowman, R. y Donnelly, R. *Avian ecology and conservation in an urbanizing world*. Kluwer Academic Publishers. Massachusetts, USA.
- Mooney, H.A., y Hoobs, R.J. 2000. *Invasive species in a changing world*. Island Press. Washington, USA.
- Moscatello, B. 2013. Preliminary review of the status of Monk Parakeets in New Jersey. *New Jersey Birds* 29 (1):3-5.
- Mueller-Dombois, D., y Ellenberg, H. 1974. *Aims and methods of vegetation ecology*. John Wiley and Sons. NY, New York, USA.
- Muñoz-Jiménez, J.L., y Alcántara-Carbajal, J.L. 2017. La cotorra argentina (*Myiopsitta monachus*) en el Colegio de Postgraduados: ¿una especie invasiva? *Huitzil* 18(1):38-52.
- Navarro, J., Martella, M. y Bucher, E. 1992. Breeding season and productivity of monk parakeets in Cordoba, Argentina. *Wilson Bull.* 104: 413-424.
- Ochoa-Ochoa, L.M., Ríos-Muñoz, C.A., Johnson, S.B., Flores-Villela, O.A., Arroyo-Cabral, J. y Martínez-Gordillo, M. 2019. Invasive species: Legislation and species list considerations from Mexico. *Environ. Sci. Policy* 96:59-63.
- Ortega-Flores, M., Maya-Elizarrarás, E. y Schondube, J. 2018. Effects of Rufous-Backed Robin (*Turdus rufopalliatu*s) on Brazilian Pepper-tree (*Schinus terebinthifolius*) seed germination and dispersal in a subtropical peri-urban environment. *Trop. Conserv. Sci.* 11:1-8.
- Pacheco, A. L. 2017. Presencia, uso de hábitat, biología reproductiva y conducta del mirlo dorso rufo *Turdus rufopalliatu*s en el estado de Hidalgo y su relación con la urbanización. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo.

- Pérez-Arteaga, A. y Monterrubio-Rico, T. 2016. Confirmación de presencia de *Sturnus vulgaris* (Aves: Passeriformes) en Michoacán y Guanajuato, México. *Biológicas* 18(1):45-49.
- Pimentel, D., Lach, L., Zuniga, R. y Morrison, D. 2000. Environmental and economic costs of non-indigenous species in the United States. *Bioscience* 50:53-65.
- Pineda-López, R. y Malagamba-Rubio, A. 2009. Primeros registros de presencia y reproducción del mirlo dorso rufo (*Turdus rufopalliatu*s) en la ciudad de Querétaro, Querétaro, México. *Huitzil* 10(2):66-70.
- Pineda-López, R. y Malagamba-Rubio, A. 2011. Nuevos registros de aves exóticas en la ciudad de Querétaro, México. *Huitzil* 12(2):22-27.
- Pineda-López, R., Malagamba-Rubio, A., Arce, I. y Ojeda, J. 2013. Detección de aves exóticas en parques urbanos del centro de México. *Huitzil* 14(1):56-67.
- PNUMA-SEDESU-CONCYTEQ. 2008. Perspectivas del medio ambiente urbano: GEO zona metropolitana Querétaro. PNUMA-SEDESU-CONCYTEQ, Querétaro, México.
- Ramírez-Albores, J.E., y Chapa-Vargas, L. 2015. Presence of exotic birds in San Luis Potosí city, Mexican Planteau. *Bio Ciencias* 3(2):132-143.
- Richardson, D.M. y Pyšek, P. 2008. Fifty years of invasion ecology- the legacy of Charles Elton. *Divers. Distrib.* 14(2):161-168.
- Richardson, D.M., Pyšek, P., Rejmánek, M., Barbour, G., Panetta, D. y West, C.J. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Divers. Distrib.* 6(2):93-107.
- Rodríguez-Matutino, J.A., Fernández-García, J.A., Viggers-Carrasco, M.G., Gómez-Espinosa, A., Ríos-Gurrola, M.G., Arenivas-Villa, D.E. y Guerrero-Guerrero, E.A. 2018. Distribución de la cotorra argentina (*Myiopsitta monachus*) en la ciudad de Durango, México. *Acta Zool. Mex. (n.s.)* 34:1-5.
- Romagosa, C. M. 2012. Eurasian Collared-Dove (*Streptopelia decaocto*), *The Birds of North America* (P. G. Rodewald, Ed.). Ithaca: Cornell Lab of Ornithology; Retrieved from the Birds of North America: <https://birdsna.org/Species-Account/bna/species/eucdov>
- Romero, I., Codesido, M. y Bilenca, D. 2015. Nest building by monk parakeets *Myiopsitta monachus* in urban parks in Buenos Aires, Argentina: are trees species used randomly? *Ardeola* 62(2):323-333.

- Sauer, J., Niven, D., Hines, J., Ziolkowski, D., Pardieck, K., Fallon, J. y Link, W. 2017. The North American Breeding Bird Survey, Results and Analysis 1966–2015. Version 2.07.2017. USGS Patuxent Wildlife Research Center, Laurel, MD, USA.
- Scheidt, S. y Hurlbert, A. 2014. Range expansion and population dynamics of an invasive species: The Eurasian Collared-Dove (*Streptopelia decaocto*). PLoS ONE 9(10).
- Senar, J.C., Domenech, J., Arroyo, L., Torre, I. y Gordo, O. 2016. An evaluation of monk parakeet damage to crops in the metropolitan area of Barcelona. Anim. Biodiv. Conserv. 39(1):141-145.
- Shanahan, D.F., Strohbach, M.W., Warren, P.S. y Fuller, R.A. 2014. The challenges of urban living. En Gil, D. y Brumm, H. (Eds.). Avian urban ecology. Behavioural and physiological adaptations. United Kingdom. Oxford University Press.
- Sibley, D. A. 2016. The Sibley field guide to birds of western North America. Knof, New York, USA.
- Simon, K. S. y Townsend, C.R. 2003. Impacts of freshwater invaders at different level of ecological organization, whit emphasis on salmonids and ecosystem consequences. Freshwater Biol. 48:982-994.
- Smith, P. W. 1987. The Eurasian Collared-Dove arrives in the Americas. Am. Birds 41:1370-1379.
- Sokal, R. y Michener, C. 1958. A statistical method for evaluating systematic relationship. University of Kansas Science Bulletin 38:1409-1438.
- South, J.M. y Pruett-Jones, S. 2000. Patterns of flock size, diet, and vigilance of naturalized monk parakeet in Hide Park, Chicago. Condor 102:848-854.
- Sol, D., Bartomeus, I. y Griffin, A. 2012. The paradox of invasion in birds: competition superiority or ecological opportunism? Oecologia 169:553-564.
- Tellería, J.L. 1986. Manual para el censo de vertebrados terrestres. Raíces. Madrid.
- Tinbergen, J. 1981. Foraging decisions in starlings (*Sturnus vulgaris* L.). Ardea 69:1-67.
- Viana, I., Strubbe, D. y Zocche, J. 2016. Monk parakeet invasion success: a role for nest thermoregulation and bactericidal potential of plant nest material? Biol. Invasions. 18:1305-1315.

- Wethington, S. M. 2002. Violet-crowned Hummingbird (*Amazilia violiceps*), version 2.0. En: The Birds of North America (A. F. Poole and F. B. Gill, Editors). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bna.688>
- Williamson, M. 1996. Biological invasion. Cornwall. Chapman & Hall.
- Wilson, J.R.U., Dormontt, E., Prentis, P., Lowe, A. y Richardson, D. 2009. Something in the way you move: dispersal pathways affects invasion success. Trends Ecol. Evol. 24:136-144.
- Wold, S., Esbensen, K. y Geladi, P. 1987. Principal component analysis. Chemometr. Intell. Lab. 2:37-52.
- Zar, J. H. 2010. Biostatistical analysis. Pearson Prentice Hall. 5ta ed, 944pp.
- Zavaleta, E., Hobbs, R. y Mooney, H. 2001. Viewing invasive species removal in a whole-ecosystem context. Trends Ecol. Evol. 16(8):454-459.
- Zuria, I., Carbó Ramírez, P. y Gómez Aíza, L. 2012. La ecología urbana aplicada al estudio de las aves. Herreriana 8(1): 3-6.

APÉNDICE

Tabla A.1. Registro de especies observadas durante el muestreo y clave de identificación ID. La clasificación usada es según la American Ornithological Society (AOS; Chesser *et al.*, 2018, Chesser *et al.*, 2019).

Nombre científico	Temporada de observación	ID
Orden: Anseriformes	Familia: Anatidae	
<i>Anser anser domesticus</i>	I, O	ANAN
<i>Spatula discors</i>	I, P, O	SPDI
<i>Spatula clypeata</i>	I, P, O	SPCL
<i>Anas platyrhynchos</i>	V, O	ANPL
<i>Anas crecca</i>	O	ANCR
Orden: Podicipediformes	Familia: Podicipedidae	
<i>Podilymbus podiceps</i>	I, P	POPO
Orden: Columbiformes	Familia: Columbidae	
<i>Columba livia</i>	I, P, V, O	COLI
<i>Streptopelia roseogrisea</i>	P	STRO
<i>Streptopelia decaocto</i>	I, P, V, O	STDE
<i>Columbina inca</i>	I, P, V, O	COIN
<i>Columbina passerina</i>	V	COPA
<i>Zenaida asiatica</i>	I, P, V, O	ZEAS
<i>Zenaida macroura</i>	I, P, V, O	ZEMA
Orden: Apodiformes	Familia: Trochilidae	
<i>Cyanthus latirostris</i>	I, P, V, O	CYLA
<i>Amazilia violiceps</i>	I, P, V, O	AMVI
Orden: Gruiformes	Familia: Rallidae	
<i>Gallinula galeata</i>	V	GAGA
<i>Fulica americana</i>	I, P, V, O	FUAM
Orden: Charadriiformes	Familia: Charadriidae	
<i>Charadrius vociferus</i>	P, V	CHVO
Orden: Pelecaniformes	Familia: Pelecanidae	
<i>Pelecanus erythrorhynchos</i>	O	PEER
Orden: Pelecaniformes	Familia: Ardeidae	
<i>Bubulcus ibis</i>	O	BUIB
Orden: Coraciiformes	Familia: Alcedinidae	
<i>Megaceryle alcyon</i>	I	MEAL
Orden: Piciformes	Familia: Picidae	
<i>Melanerpes aurifrons</i>	I, P, V, O	MEAU
<i>Sphyrapicus varius</i>	I, O	SPVA
<i>Dryobates scalaris</i>	I, O	DRSC
Orden: Psittaciformes	Familia: Psittacidae	
<i>Myiopsitta monachus</i>	I, P, V, O	MYMO
<i>Eupsittula canicularis</i>	O	EUCA
<i>Amazona autumnalis</i>	P, O	AMAU
Orden: Passeriformes	Familia: Tyrannidae	
<i>Myiarchus cinerascens</i>	P, O	MYCI

<i>Pitangus sulphuratus</i>	I, P, V, O	PISU
<i>Tyrannus vociferans</i>	I, P, V, O	TYVO
<i>Contopus virens</i>	O	COVI
<i>Empidonax sp.</i>	I	EMSP
<i>Sayornis nigricans</i>	P, O	SANI
<i>Pyrocephalus rubinus</i>	I, P, V, O	PYRU
Orden: Passeriformes	Familia: Laniidae	
<i>Lanius ludovicianus</i>	I, P, V, O	LALU
Orden: Passeriformes	Familia: Vireonidae	
<i>Vireo sp.</i>	O	VISP
Orden: Passeriformes	Familia: Hirundinidae	
<i>Tachycineta bicolor</i>	O	TABI
<i>Hirundo rustica</i>	P, V	HIRU
Orden: Passeriformes	Familia: Troglodytidae	
<i>Troglodytes aedon</i>	O	TRAE
<i>Thryomanes bewickii</i>	I, P, V, O	THBE
<i>Campylorhynchus brunneicapillus</i>	I, V	CABR
Orden: Passeriformes	Familia: Polioptilidae	
<i>Polioptila caerulea</i>	I, P, O	POCA
Orden: Passeriformes	Familia: Regulidae	
<i>Regulus calendula</i>	I, P, O	RECA
Orden: Passeriformes	Familia: Turdidae	
<i>Catharus guttatus</i>	O	CAGU
<i>Turdus rufopalliatu</i>	I, P, V, O	TURU
Orden: Passeriformes	Familia: Mimidae	
<i>Toxostoma curvirostre</i>	I, P, V, O	TOCU
<i>Mimus polyglottos</i>	I, O	MIPO
Orden: Passeriformes	Familia: Sturnidae	
<i>Sturnus vulgaris</i>	I, P, V, O	STVU
Orden: Passeriformes	Familia: Ptiliogonatidae	
<i>Phainopepla nitens</i>	I	PHNI
Orden: Passeriformes	Familia: Passeridae	
<i>Passer domesticus</i>	I, P, V, O	PADO
Orden: Passeriformes	Familia: Fringillidae	
<i>Haemorhous mexicanus</i>	I, P, V, O	HAME
<i>Spinus psaltria</i>	I, P, V, O	SPPS
Orden: Passeriformes	Familia: Passerellidae	
<i>Chondestes grammacus</i>	I, P, O	CHGR
<i>Spizella pallida</i>	I	SPPA
<i>Melospiza fusca</i>	P, V, O	MEFU
Orden: Passeriformes	Familia: Icteridae	
<i>Xanthocephalus xanthocephalus</i>	P	XAXA
<i>Icterus cucullatus</i>	I, P	ICCU
<i>Icterus bullockii</i>	I, P, V, O	ICBU
<i>Icterus abeillei</i>	P	ICAB
<i>Agelaius phoeniceus</i>	I, P, O	AGPH

<i>Molothrus aeneus</i>	I, P, V, O	MOAE
<i>Molothrus ater</i>	I, P, V, O	MOAT
<i>Quiscalus mexicanus</i>	I, P, V, O	QUME
Orden: Passeriformes	Familia: Parulidae	
<i>Mniotilta varia</i>	P, O	MNVA
<i>Leiothlypis celata</i>	I, P	ORCE
<i>Setophaga coronata</i>	I, P, O	SECO
<i>Cardellina pusilla</i>	I, P, O	CAPU
<i>Myioborus pictus</i>	V	MYPI
Orden: Passeriformes	Familia: Cardinalidae	
<i>Piranga rubra</i>	I, P, O	PIRU
<i>Piranga ludoviciana</i>	P, O	PILU
Orden: Passeriformes	Familia: Thraupidae	
<i>Sporophila torqueola</i>	P, V	SPTO

Tabla A.2. Valores de las variables ambientales por unidad de muestreo.

Sitio	DFM	DAP	AMA	A	P	SHAPE	DBU
1	86.48	138.46	9.18	18043.03	1175.43	2.19	1263.07
2	90.38	114.59	23.16	58694.98	2163.38	2.23	2544.53
3	83.10	58.89	11.18	196943.46	2078.59	1.17	39.10
4	81.80	92.31	11.51	291831.91	3298.92	1.53	0.00
5	85.18	103.77	11.18	3563.46	302.21	1.27	1501.83
6	97.40	160.91	13.13	40444.82	1072.95	1.33	1821.71
7	91.42	175.55	19.85	35674.35	1008.05	1.33	1011.63
8	94.80	76.08	15.44	287021.42	3268.22	1.53	1556.55
9	84.40	142.60	18.09	92360.30	1389.01	1.14	2148.68
10	96.10	136.87	10.38	21673.69	661.28	1.12	1067.71
11	92.46	92.63	18.70	14897.38	508.26	1.04	433.17
12	81.28	72.57	11.91	2003.74	197.24	1.10	2019.36
13	84.92	56.02	5.32	722.77	128.16	1.19	149.49
14	93.76	134.33	11.71	565949.47	4372.72	1.45	548.00
15	89.86	96.44	13.10	84460.00	1243.72	1.07	2346.54
16	80.76	77.01	11.90	1885.35	232.30	1.34	1323.78
17	85.70	56.02	14.12	37412.17	1231.89	1.59	347.58
18	82.06	229.79	5.65	2215.22	206.15	1.10	3193.87
19	87.40	124.46	15.88	4798.07	287.74	1.04	3177.66

Sitio	CA	Ca	CP	CPS	CSD	CZI
1	5779.77	0	8295.59	0	269.58	1934.90
2	22139.61	0	10668.83	0	18792.86	7093.67
3	89810.03	0	42053.40	5999.95	12538.84	34823.44
4	29308.00	12295.68	89648.59	0	13125.26	54645.00
5	1153.90	0	1904.50	0	106.38	398.68
6	13788.43	1070.63	7918.53	0	1820.12	15272.65
7	7179.16	2261.52	16724.20	0	2246.02	7263.44
8	52115.44	0	23292.03	525.93	1553.66	209312.87
9	11410.72	662.67	36022.74	1632.16	840.80	41791.20
10	3552.03	114.13	13808.98	0	833.86	3364.69
11	6290.48	0	5045.74	0	2075.35	1485.81
12	418.71	54.94	585.83	0	0	935.09
13	448.75	0	0	0	242.37	31.65
14	103320.71	95967.63	48829.59	14247.25	65989.46	98306.06
15	11288.39	0	12647.68	0	57802.85	2708.10
16	191.68	24.18	1186.64	0	0	482.86
17	7564.97	62.60	21456.96	1851.84	1760.64	4715.17
18	195.87	165.35	1126.07	0	272.46	455.47
19	563.08	30.72	973.99	0	0	3210.49

Variables ambientales: DFM densidad foliar máxima en porcentaje, DAP diámetro a la altura del pecho máximo en centímetros, AMA altura máxima arbórea en metros, A área en metros cuadrados, P perímetro en metros, SHAPE forma, DBU distancia al borde urbano en metros, CA cobertura arbórea en metros cuadrados, Ca cobertura arbustiva, CP cobertura de pasto, CPS cobertura de pasto sintético, CSD cobertura de suelo desnudo, CZI cobertura de zonas impermeables. *Todas las coberturas están en metros cuadrados. Sitios: 1 Álamos, 2 Alcanfores, 3 Alfalfares, 4 Bicentenario, 5 Bosques del Acueducto, 6 Cerro de las Campanas, 7 Carretas, 8 CU UAQ, 9 Instituto Queretano San Javier, 10 Italia, 11 Jardines de la Hacienda, 12 Jardines de Querétaro, 13 Las Plazas, 14 Parque Querétaro 2000, 15 Panteón, 16 Pie de la Cuesta, 17 Tejada, 18 Wenceslao, 19 Zenea.