



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES IZTACALA
ECOLOGÍA

**RELACIÓN DE LAS CARACTERÍSTICAS DE LAS ÁREAS VERDES URBANAS Y LA
DEPREDACIÓN DE NIDOS ARTIFICIALES EN LA CIUDAD DE MÉXICO**

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

PRESENTA:

KARLA MARYAN RODRÍGUEZ HERNÁNDEZ

TUTORA PRINCIPAL DE TESIS: DRA. MARÍA DEL CORO ARIZMENDI ARRIAGA
FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES IZTACALA, UNAM

COMITÉ TUTOR: DR. ADOLFO GERARDO NAVARRO SIGÜENZA
FACULTAD DE CIENCIAS, UNAM
DR. IAN MACGREGOR FORS
INSTITUTO DE ECOLOGÍA, A.C., INECOL

MÉXICO, D.F. ENERO, 2016



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES IZTACALA
ECOLOGÍA

**RELACIÓN DE LAS CARACTERÍSTICAS DE LAS ÁREAS VERDES URBANAS Y LA
DEPREDACIÓN DE NIDOS ARTIFICIALES EN LA CIUDAD DE MÉXICO**

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

PRESENTA:

KARLA MARYAN RODRÍGUEZ HERNÁNDEZ

TUTORA PRINCIPAL DE TESIS: DRA. MARÍA DEL CORO ARIZMENDI ARRIAGA
FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES IZTACALA, UNAM

COMITÉ TUTOR: DR. ADOLFO GERARDO NAVARRO SIGÜENZA
FACULTAD DE CIENCIAS, UNAM
DR. IAN MACGREGOR FORS
INSTITUTO DE ECOLOGÍA, A.C., INECOL

MÉXICO, D.F. ENERO, 2016

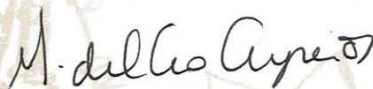
Dr. Isidro Ávila Martínez
Director General de Administración Escolar, UNAM
Presente

Me permito informar a usted que en la reunión ordinaria del Subcomité de Ecología y Manejo Integral de Ecosistemas del Posgrado en Ciencias Biológicas, celebrada el día 12 de octubre de 2015, se aprobó el siguiente jurado para el examen de grado de **MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS** de la alumna **RODRÍGUEZ HERNÁNDEZ KARLA MARYAN**, con número de cuenta **304177314**, con la tesis titulada **"Relación de las características de las áreas verdes urbanas y la depredación de nidos artificiales en la Ciudad de México"**, realizada bajo la dirección de la **DRA. MARIA DEL CORO ARIZMENDI ARRIAGA**:

Presidente: DR. LUIS ANTONIO SÁNCHEZ GONZÁLEZ
Vocal: DRA. MARÍA FELIX RAMOS ORDOÑEZ
Secretario: DR. ADOLFO GERARDO NAVARRO SIGÜENZA
Suplente: DR. CARLOS ALBERTO LARA RODRÍGUEZ
Suplente: DR. IAN MACGREGOR FORS

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

ATENTAMENTE
"POR MI RAZA HABLARA EL ESPIRITU"
Cd. Universitaria, D.F., a 06 de enero de 2016.



DRA. MARÍA DEL CORO ARIZMENDI ARRIAGA
COORDINADORA DEL PROGRAMA



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

AGRADECIMIENTOS

Mi más profundo agradecimiento al Posgrado en Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional Autónoma de México por brindarme la oportunidad de continuar mi formación académica y personal.

Al programa de becas del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca otorgada para la realización de mis estudios de maestría, con número CVU/Becario: 545555/294547 para la manutención durante este periodo.

Al programa de Apoyo a Proyectos de Investigación e Innovación Tecnológica (PAPIIT IN216514): Estructura de comunidades de colibríes: patrones y procesos, por el financiamiento otorgado para la realización de este proyecto.

Al Consejo Mexiquense de Ciencia y Tecnología (COMECYT) por la beca-tesis de posgrado, promoción 2015.

De forma especial agradezco a mi tutora principal la Dra. María del Coro Arizmendi Arriaga

A los miembros de mi comité Tutor el Dr. Ian MacGregor Fors y Dr. Adolfo Gerardo Navarro Sigüenza por sus valiosos comentarios que me permitieron ir construyendo y mejorando este proyecto.

AGRADECIMIENTOS A TÍTULO PERSONAL

Esta tesis es resultado de la ayuda y apoyo incondicional que he recibido por parte de muchas personas que me han motivado a crecer de forma académica y personal, mi más sincero reconocimiento y agradecimiento a todas ellas por haber estado en este proceso.

A mi tutora la Dra. María del Coro por ser mi asesora y madre académica. Le agradezco haberme guiado a lo largo de estos años desde que comencé con el servicio social en el laboratorio, por la confianza, libertad, ayuda y motivación que me ha brindado en el camino. Por la paciencia, tolerancia y los jalones de oreja cuando me los he ganado a pulso, por ser una excelente persona conmigo, darme consejos y brindarme herramientas para conseguir mis propósitos. Por ayudarme a llegar a este día, son muchas las situaciones en las que he recibido tu apoyo en estos años Coro, miles de gracias.

Al Dr. Ian MacGregor por todas las veces que me recibiste, asesoraste y ayudaste dentro o fuera de tu laboratorio. Por toda la paciencia, tiempo y recomendaciones que me permitieron construir este trabajo y lograron acercarme un poco a la ecología de aves urbanas. Por las atenciones con los trámites y constantes correos, muchas gracias por la motivación y ayuda que me permitieron concluir con esta etapa. Al Dr. Adolfo Navarro por la paciencia, ayuda y consejos que me permitieron mejorar mi proyecto, por la amabilidad, sencillez y todas las atenciones recibidas siempre que solicité su apoyo. Siempre es un honor contar con sus observaciones y comentarios.

A los miembros del jurado: Dra. María Felix Ramos Ordoñez, Dr. Luis Antonio Sánchez González y Dr. Carlos Alberto Lara Rodríguez, por las revisiones, amabilidad, ayuda, comentarios y correcciones que me permitieron mejorar sustancialmente el escrito. Gracias por todo el apoyo para llegar a este momento.

A la Dra. María Felix por todos los consejos, pláticas, risas, recomendaciones y la ayuda brindada, porque no te he dejado en paz desde que fuiste mi maestra de comunidades, muchas gracias por darme confianza para terminar mi proyecto. A la Dra. Ana María Contreras González por la revisión del escrito, por sus valiosas sugerencias y observaciones para mejorarlo; por tus consejos, ayuda y la amistad que me has brindado.

A todos los miembros del laboratorio de Ecología de la FES Iztacala, por ser mis compañeros, maestros, colegas y amigos. En especial al Dr. Francisco Rivera por su amabilidad, comentarios y consejos siempre que los he necesitado. A los Maestros y futuros Doctores Claudia Rodríguez, Sergio Díaz y Gabriel segoviano, porque me han apoyado de diversas formas, facilitándome trámites, acompañándome al trabajo de campo, por el tiempo y espacio que hemos compartido. A todos los compañeros del laboratorio les agradezco lo que han colaborado conmigo, dejando un poco de ustedes.

Agradezco a la Coordinación de Áreas Naturales Protegidas, Jefatura de Unidad Departamental Zona Sur, Bosque de Tlalpan; a la Secretaría Ejecutiva de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel; a la Subsecretaría de Gestión para la Protección ambiental, Dirección General de Gestión Forestal y de Suelos, viveros de Coyoacán; Dirección General de Servicios de Mejoramiento Urbano de la Delegación Coyoacán; a la Dirección General de Servicios Urbanos de la Delegación Benito Juárez y a la Dirección General del Parque Tezozomoc, por los permisos y las facilidades brindadas para trabajar en sus instalaciones.

Agradezco y dedico a mi familia el tiempo y esfuerzo invertido en este proyecto, por su paciencia, aliento y motivación para culminarlo. Porque fue su apoyo y amor incondicional los que me permitieron seguir adelante. Gracias por ser mi fuerza, mi respaldo y las personas con quienes siempre puedo contar.

Agradezco de forma muy sincera a mi papá Ricardo Rodríguez por recordarme constantemente lo que le encargaron, por darme tiempo, por impulsarme a terminar lo que inicie y a ser una mejor persona.

A mis hermanas Claudia y Cynthia por ser y estar, por sus consejos, compañía, cariño y amor. Porque siempre están en mi mente, mi deseo es que continúen abriendo sus alas y volando hacia lo que las hace felices.

A las personas que me ayudaron en el trabajo de campo porque son grandes amigos e hicieron mucho más divertidos y ligeros mis días: a Oscar Calzada, Dafne González, Wendy Vidal, Alexis, Hazael y a los compañeros de laboratorio.

A los compañeros y amigos del posgrado con los que compartí este camino, en el que aprendimos juntos, me enseñaron, nos divertimos, viajamos y vivimos experiencias que nos cambiaron para siempre.

A los amigos de siempre, porque ni el tiempo, ni la distancia han logrado que se disuelva la amistad, solo que cambie un poco la relación por la frecuencia con la que nos encontramos, pero es justo en esos momentos cuando parece que no hubiese pasado el tiempo. A mis amigas de la secundaria, la prepa, los de la facultad y el museo, porque el aprecio es tanto que no quiero omitir mencionar a nadie, ustedes saben que están en mi mente y agradezco mucho que continúen en mi vida.

A los grandes amigos que han estado tan constantes que no puedo evitar dedicarles unas palabras, por escucharme, por ayudarme y por motivarme a seguir. Agradezco mucho todos estos años que hemos crecido juntas Pao, por los buenos y malos momentos, nada hubiese sido igual sin tu ayuda y compañía. A Ale y Guadalupe porque sé que echaremos a andar nuestro proyecto pero de momento hemos tenido que prepararnos con otras cosas, sin embargo nos hemos divertido mucho en el camino.

A Alma, siempre es tan reconfortante hablar contigo, que gusto me da verte crecer y cumplir tus sueños, yo haré el esfuerzo de seguirte visitando en cualquier parte del país que te encuentres. A Diana y Dona por sus lindas palabras y las risas que nunca sobran. A Marta verás que todo se nos va ir dando siempre que pongamos empeño en conseguirlo. A Claudia por incluirme en tus planes y considerarme tu amiga. A Nadia, Lupe, Pau, Mine y todas las damas, gracias por seguir después de tantos años, espero estar ahí mucho tiempo más.

Agradezco también a Lilia Espinosa, Armando Rodríguez, Erica Flores y a Georgina García por su amabilidad, información y ayudarme con los trámites de titulación.

A la memoria de mi madre

Fuiste una mujer extraordinaria, bondadosa, amorosa y un ejemplo a seguir, siempre tuviste una sonrisa para todos, agradezco lo que me enseñaste, el amor que me transmitiste por otros seres vivos y la compañía que siempre me diste. Agradezco todo lo que significas para mí, fuiste una excelente amiga, maestra y madre, no hay una persona con la que este más agradecida en este mundo por todo el esfuerzo e infinito amor invertido. Creo firmemente que vivimos mientras haya alguien que nos recuerde, no estuviste físicamente en esta etapa, pero siempre estabas. Te dedico este logro con todo mi amor, porque tú sembraste las bases para que yo me esfuerce por ser una buena persona en este mundo, seguiré adelante pues no quiero defraudarte, finalmente siempre me acompañas y te recordaré por el resto de mis días.

Todo lo que puedas imaginar es real

Pablo Picasso

INDICE

RESUMEN	1
ABSTRACT	2
1. INTRODUCCIÓN	3
1.1 Urbanización y áreas verdes urbanas.....	3
1.2 Ecología de aves urbanas	5
2. ANTECEDENTES	7
2.1 Estudios con nidos artificiales	7
2.2 Depredación de nidos artificiales en áreas urbanas.....	8
2.3 Registro de depredadores de nidos en zonas urbanas.....	9
2.4 Hipótesis de los mesodepredadores.....	10
2.5 Revisión de la paradoja de la depredación.....	10
2.6 Crecimiento de las Ciudades Mexicanas.....	13
2.7 Estudios de ecología de aves urbanas en México.....	13
2.8 Estudios de nidos naturales y artificiales en México.....	14
3. JUSTIFICACIÓN	15
4. OBJETIVO	16
4.1 OBJETIVOS PARTICULARES	16
5. MÉTODOS	17
5.1 Área de estudio	17
5.2 Áreas verdes urbanas	17
5.3 Biología de anidación de el gorrión mexicano (<i>Haemorhous mexicanus</i>)	18
5.4 Elaboración de nidos artificiales.....	19

5.5 Ubicación de los nidos artificiales.....	20
5.6 Monitoreo de los nidos artificiales	20
5.7 Análisis de datos	22
5.7.1 Probabilidad de supervivencia	22
5.7.2 Árbol de regresión, relación entre las características de las áreas verdes y la depredación.....	23
5.7.3 Porcentaje de nidos depredados y grupos de depredadores	24
6. RESULTADOS.....	25
6.1 Probabilidad de supervivencia de nidos artificiales	25
6.2 Árbol de regresión, relación entre las características de las áreas verdes y la depredación.....	26
6.3 Porcentaje de nidos depredados y grupos de depredadores.....	28
7. DISCUSIÓN	34
7.1 Probabilidad de supervivencia.....	34
7.2 Árbol de regresión Relación entre las características de las áreas verdes y la depredación.....	37
7.3 Porcentaje de nidos depredados y grupos de depredadores	40
8. CONCLUSIONES	46
9. LITERATURA CITADA.....	48
10. TABLAS.....	57
11. ANEXOS.....	60

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Modelo de la dinámica trófica entre hábitats urbanos y no urbanos	12
Figura 2. Ubicación de las áreas verdes urbanas donde se colocaron los nidos.....	18

Figura 3. Nidos artificiales empleados para determinar los posibles depredadores de huevos en las áreas verdes urbanas.	22
Figura 4. Revisión de un nido con la ayuda de un espejo y la ubicación de un nido artificial.	22
Figura 5. Probabilidad de supervivencia de nidos en áreas verdes urbanas.	25
Figura 6. Árbol de regresión que muestra la relación entre las variables: cobertura vegetal dentro del área verde (área de nidos), diámetro a la altura del pecho (DAP), la cobertura arbórea a 1 km y la depredación de nidos artificiales.....	27
Figura 7. Porcentaje de nidos artificiales depredados en las 16 áreas verdes urbanas de la ciudad de México durante los meses de junio-julio de 2014.	28
Figura 8. Número de nidos depredados por cada clasificación de depredadores presentes en las áreas verdes urbanas.....	30
Figura 9. Porcentaje de nidos depredados por los cuatro grupos de depredadores en cada clasificación de área verde urbana	30
Figura 10. Marcas en los huevos de plastilina y codorniz	31
Figura 11. Depredadores registrados en las áreas verdes urbanas.	32
Figura 12. Relación entre el porcentaje de depredación de nidos y el tamaño del área verde....	33

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Coordenadas de localización y tamaño de los parques urbanos.....	57
Tabla 2. Localización de los sitios de matriz urbana circundante.....	58
Tabla 3. Porcentaje de depredación de nidos en las áreas verdes urbanas.....	58
Tabla 4. Resultados de las interacciones entre las variables analizadas con el programa Mark..	59

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1. Especies de árboles en las que fueron ubicados los nidos	60
Anexo 2. Calendario de revisión de parques	61
Anexo 3. Especies de aves registradas anidando en las áreas verdes urbanas	62

I. RESUMEN

La urbanización es un proceso que altera significativamente el ensamble de las comunidades de aves, esto forma dinámicas tróficas propias de los ambientes urbanos. Se conoce que la depredación es la principal causa del fracaso del éxito reproductivo de las aves. Se han utilizado nidos artificiales para medir las variables que se cree influyen en un gradiente urbano. Debido a que los depredadores tienden a variar con el nivel de urbanización en función del hábitat y sus alrededores, en el presente estudio se evaluó la relación de la depredación y las características del sitio donde fueron ubicados los nidos. Se usaron dieciséis áreas verdes urbanas clasificadas como parques y la matriz urbana circundante ubicada a 500 m de estos parques. Se elaboraron los nidos artificiales utilizando como modelo al gorrión mexicano (*Haemorhous mexicanus*). Se examinó el patrón de depredación de nidos considerando las características de la ubicación del nido, el área verde y la periferia. Se calculó la probabilidad de supervivencia de los nidos y se identificaron las variables más relevantes que influyen en la depredación. Se presentó mayor depredación de huevos en los parques que en la matriz urbana, en ambos casos relacionada con la cobertura vegetal de la zona. Esta variable presentó interacción con el diámetro a la altura del pecho (DAP) de los árboles donde fueron ubicados los nidos. En el caso de los parques la cobertura vegetal de la periferia incrementó la depredación cuando esta fue mayor, y asociada a valores de DAP bajos la depredación de nidos fue mayor comparada con los DAP más grandes, debido a la detectabilidad del nido. En la matriz urbana se depredaron todos los nidos colocados en arboles con valores de DAP mayores a 43.76 centímetros, debido a que permiten el acceso a depredadores de mayor tamaño. Se encontraron diferencias en la comunidad de depredadores propia de cada sitio de estudio, los registros se dividieron entre mamíferos y aves. Las diferencias en la cobertura vegetal del paisaje y dentro de las áreas verdes podrían determinar la presencia y dinámica de depredadores actuando como atractores por las especies de aves que sustentan. El área urbana actúa como barrera permitiendo el paso solo a explotadores urbanos que se ven beneficiados de los suplementos antropogénicos. La comprensión de los mecanismos que forman las comunidades de vida silvestre en las ciudades es esencial para su manejo efectivo. Por ello este trabajo describe a los potenciales depredadores de zonas urbanas en la Ciudad de México y refleja la relación entre las características de las áreas verdes urbanas y la probabilidad de depredación. El beneficio proporcionado por la urbanización para algunas especies debe ser observado en el contexto de los cambios en la diversidad de la comunidad debido a que se podrían estar beneficiando especies exóticas. La identificación de los requerimientos de las aves para anidar y el reconocimiento de los factores que ejercen presión sobre su éxito reproductivo, permitirá tomar acciones para la conservación de estas especies en zonas urbanas.

Palabras clave: Depredación de nidos, nidos artificiales, aves, depredadores, parques, áreas verdes.

II. ABSTRACT

Urbanization is a process that significantly alters the assembly of bird communities, this form trophic dynamics of urban environments. It is known that predation is the main cause of failure of the reproductive success of birds. Artificial nests have been used to measure the variables believed to influence an urban gradient. Because predators tend to vary with the level of urbanization in terms of habitat and surroundings, in this study the relationship of predation and the characteristics of the site where the nests were located was evaluated. Sixteen urban green areas classified as urban parks and the surrounding matrix located 500 m of these parks were used. I elaborated nests using as a model House Finch (*Haemorhous mexicanus*). I examined patterns of nest predation considering the characteristics of the nest, the green area and the periphery. The probability of nest survival was calculated and the most important variables that influence predation were identified. There were more predation of eggs in parks than the urban matrix, both related to vegetation cover in the area. This variable presented interaction with the diameter at breast height (DBH) of trees where the nests were located. In the case of parks vegetation cover the periphery increased predation when it was higher, and associated with lower DAP values nest predation was higher compared to the largest DAP, due to the detectability of the nest. In urban matrix all nests placed in trees with values greater than 43.76 centimeters DAP was preyed because allow access to larger predators. Differences in the community itself predators each study site were found, records are divided between mammals and birds. The differences in vegetation cover within the landscape and green areas could determine the presence and dynamics of predators acting as attractors for the bird species they support. The urban area acts as a barrier allowing passage only to urban exploiters who benefit from anthropogenic supplements. Understanding the mechanisms that form the wildlife communities in cities is essential for effective management. Therefore, this paper describes potential predators in urban areas in the Mexico City and reflects the relationship between the characteristics of urban green areas and the probability of predation. The benefit provided by the urbanization for some species should be seen in the context of changes in the diversity of the community because they could be benefiting exotic species. Identifying requirements for nesting birds and the recognition of the factors that put pressure on their reproductive success, allow you to take actions for the conservation of these species in urban areas.

Keywords: nest predation, artificial nests, birds, predators, parks, green areas.

1. INTRODUCCIÓN

El impacto de la urbanización sobre las comunidades de aves no es aún bien comprendido, puede tener importantes efectos por las distintas respuestas de éstas a las variaciones ambientales (Blair, 2001; Chase y Walsh, 2006). Sin embargo las aves comparadas con otros vertebrados son más fácilmente monitoreadas, pueden proveer mecanismos para explorar los componentes físicos y biológicos que determinan su presencia y abundancia en las ciudades (Miller *et al.*, 2001; Chase y Walsh, 2006).

En los ambientes urbanos se forman ensambles únicos de vertebrados que comparten un conjunto de elementos comunes entre ciudades, aunque estén separadas por amplias distancias geográficas. Lo que sugiere un conjunto de características de las áreas metropolitanas que las distingue de los hábitats adyacentes menos urbanizados (McKinney, 2006; Shochat *et al.*, 2006; 2010; Fisher *et al.*, 2012).

La mayor parte de los estudios que describen la respuesta de las aves a la urbanización se han realizado en Norteamérica y Europa sin embargo este campo continua en crecimiento (Marzluff *et al.*, 2001; Fisher *et al.*, 2012). Muchos de ellos han abordado el tema de la depredación de nidos, debido a que es considerada como una de las principales causas del fracaso en la crianza de las aves (Martin, 1992). La investigación al respecto se ha enfocado en identificar los factores que gobiernan la intensidad y la frecuencia de la depredación como fuerza selectiva sobre las aves (Borgmann y Rodewald, 2004).

Los estudios realizados con nidos artificiales han relacionado las diferencias registradas en las tasas de depredación con factores como: el tipo de hábitat, la estructura de la vegetación, características del sitio del nido, el tamaño y diseño del nido, la densidad y distribución de los nidos, la altura del nido, la distancia al borde con respecto al área verde, el tamaño del parche del hábitat, entre otros (Matessi y Bogliani, 1999; Jokimäki y Huhta, 2000; Borgmann y Rodewald, 2004).

1.1 Urbanización y áreas verdes urbanas

La urbanización puede ser definida como la presencia de concentración humana en entornos residenciales e industriales y sus efectos asociados (Chace y Walsh, 2006). Es un proceso que

fragmenta el paisaje, altera significativamente la distribución y abundancia de muchas especies nativas y modifica el ensamble de las comunidades de aves, segmentando los espacios naturales contiguos en pequeños parches de ambientes urbanos (Jokimäki, 1999; Fernández- Juricic y Jokimäki, 2001; Marzluff, 2001; Chase y Walsh, 2006). Como las ciudades que son sistemas con estructuras, funciones y procesos propios, todos ellos muy distintos a los de los hábitats que las circundan (Grimm *et al.*, 2000).

La expansión de las ciudades trae consigo alteraciones como el cambio de uso de suelo, la contaminación atmosférica, la introducción e invasión de especies exóticas, la alteración de los ciclos biogeoquímicos y la pérdida de biodiversidad (Grimm *et al.*, 2008; McDonnell *et al.*, 2009). Por ello las áreas verdes en las ciudades pueden ser importantes sitios para la conservación de al menos una parte de la biodiversidad original en paisajes urbanizados (Adams, 1994; Fernández- Juricic y Jokimäki, 2001).

Algunos estudios han demostrado que las áreas verdes dentro de las ciudades (e.g., parques urbanos, jardines, camellones, corredores, campos de golf, cementerios o áreas naturales que rodean desarrollos urbanos) pueden sostener avifauna diversa (Fernández- Juricic *et al.*, 2001; Carbó- Ramírez y Zuria, 2011). Aunque la riqueza de especies y la abundancia de aves puede depender de factores como: el tamaño de estas áreas y de los hábitats remanentes ya que son de influencia primaria sobre el número de aves que pueden sostener, la estructura de la vegetación, el nivel de aislamiento y de disturbio humano principalmente por los requerimientos de las aves al interior del hábitat (Fernández- Juricic, 2000; 2002; Crooks *et al.*, 2004).

Es por ello que las áreas verdes urbanas juegan un papel ecológico importante para las aves dentro de los asentamientos humanos debido a que ofrecen un hábitat adecuado dentro de las matrices urbanas (Fernández- Juricic y Jokimäki, 2001; González-Oreja *et al.*, 2007; Ortega-Álvarez y MacGregor-Fors, 2010). En particular los parques han sido identificados como aprovechamientos urbanísticos que albergan la mayor complejidad y riqueza de las comunidades de aves dentro de las ciudades (Jokimäki, 1999; Ortega-Álvarez y MacGregor-Fors, 2009; 2010).

Se utilizaron dos definiciones de áreas verdes urbanas en este estudio: parques y matriz urbana circundante. Se definió a los parques como áreas de espacio abierto delineadas predominantemente por vegetación, por lo general reservadas para uso público, de tamaño variable, definidos en su mayoría por las autoridades locales como “parques” (Konijnendijk *et al.*,

2012). La matriz urbana circundante fue considerada como espacios abiertos con vegetación que se encuentran inmersos en el área urbana, que mantienen especies vegetales exóticas o nativas y varían en extensión desde algunos metros cuadrados para sostener un árbol en la banqueta hasta un corredor o camellón.

1.2 Ecología de aves urbanas

Estudios recientes sobre sistemas urbanos han identificado múltiples factores que influyen en la adaptación y supervivencia de las aves a estos ambientes como: la presencia, estructura y tamaño de los parches de vegetación original (nativa) dentro del área urbana; la competencia con especies exóticas o pre-adaptadas a condiciones urbanas; la estructura, composición y atributos de la flora plantada en parques y jardines; el suplemento antropogénico de recursos alimenticios y la presencia de diferentes conjuntos de depredadores tanto nativos como no- nativos (Chase y Walsh, 2006; Arizmendi *et al.*, 2008; MacGregor-Fors y Ortega-Álvarez 2011).

Con la urbanización decrece la riqueza de especies, pero incrementa la densidad total (Jokimäki y Suhonen, 1993; Marzluff, 2001). Algunas especies nativas declinan ante altos niveles de desarrollo mientras que otras muestran diferentes respuestas a la urbanización, por lo que algunas aves presentan el apogeo de sus densidades en ambientes urbanos, mientras que otras lo harán en ambientes naturales (Gering y Blair, 1999). La urbanización tiende a favorecer a especies granívoras, insectívoras aéreas e insectívoras que forrajean sobre el suelo (Allen y O'Conner, 2000).

La riqueza de especies de aves ha sido positivamente relacionada con el tamaño de los parches del hábitat así como su conectividad (Winter *et al.*, 2006). Relacionado con ello Bierwagen (2007) encontró que las grandes áreas urbanas tienen bajos valores de conectividad de hábitat para la vida silvestre. Sumado a los altos niveles de visitas humanas a esos fragmentos urbanos se podría reducir el acceso espacial y temporal de ciertas aves a determinados recursos, disminuyendo la posibilidad de ocupar los parques por aquellas especies con baja tolerancia al disturbio (Fernández- Juricic, 2002).

También se ha observado que la urbanización favorece la presencia de aves omnívoras (Clergeau *et al.*, 1998; Jokimäki y suhonen, 1998). Un ejemplo de ello son los Córvidos (e.g. *Pica pica*, *Corvux*

corone cornix, *Aphelocoma coerulescens*) que han expandido sus rangos de distribución e incrementado su abundancia en los hábitats urbanos (Jokimäki y Suhonen, 1998; Gering y Blair, 1999; Jokimäki *et al.*, 1999; Sorace 2002). La urbanización a su vez puede ser desventajosa para las especies que anidan sobre el suelo (Jokimäki, 1999; Jokimäki y Huhta, 2000) y las aves que anidan sobre cavidades o edificios han sido reportadas como beneficiadas por ésta (Suhonen y Jokimäki, 1988). Por ello algunas especies han sido consideradas como explotadoras urbanas, otras como evasoras y otras más como adaptables suburbanas (Blair, 1996; McKinney 2002).

Los evasores urbanos no logran reproducirse exitosamente y pueden llegar a extinciones locales en ambientes urbanos, los explotadores urbanos se reproducen exitosamente en estos hábitats y colonizan nuevas localidades mientras que los adaptables suburbanos son capaces de explotar recursos adicionales como la vegetación ornamental (Blair, 2004). La invasión de especies omnipresentes y el decremento de especies que anidan sobre el suelo puede causar homogenización general de la biota (Blair, 2004; Clergeau *et al.*, 2006). Por lo tanto es importante conocer donde ocurrirá el crecimiento urbano y que impactos biológicos causará su expansión (Allen, 2006). Estas evidencias sugieren que los hábitats urbanos son ambientes complejos y que diferentes especies usan varios mecanismos de selección de hábitat para sus características de crianza (Sedlacek *et al.*, 2004).

De los diferentes tipos de interacciones que existen entre especies, es conocido que la depredación de nidos y de huevos es un proceso que afecta la estructura de las comunidades de aves y modifica la dinámica de éstas (Anderies *et al.*, 2007). Los datos de éxito reproductivo junto al conocimiento de la historia de vida pueden proporcionar información sobre las tendencias demográficas de las aves de estos ambientes y advertir de los problemas de una población antes que la disminución de la densidad amenace su supervivencia (Martin, 1992).

Es así que el atributo demográfico que ha sido más comúnmente medido en estudios de aves urbanas ha sido el éxito reproductivo, muchos de estos estudios han usado nidos artificiales para medir las tasas de depredación de nidos y huevos (Haskell *et al.* 2001). Se conoce que la depredación de nidos es la principal causa de fracaso de anidación y por consecuencia de una baja productividad de juveniles (Hanski *et al.* 1996), por lo que juega un papel importante en la regulación de las poblaciones de aves (Newton 1998).

2. ANTECEDENTES

2.1 Estudios con nidos artificiales

Los estudios con nidos artificiales proveen un buen modelo para explorar preguntas sobre la urbanización y el efecto que tiene en la depredación de nidos, ofrecen varias ventajas sobre el estudio con nidos naturales (Major y Kendal, 1996) y son útiles para ilustrar principios ecológicos básicos tales como la depredación de nidos que ocurre en diferentes hábitats (Bayne y Hobson, 1999). Entre las ventajas se encuentra que el tratamiento específico y la localización al que son sometidos los nidos puede ser controlado así como el tamaño de muestra puede ser relativamente grande (Thorington y Bowman, 2003).

Estos estudios han permitido extrapolar los índices de depredación de los nidos reales, además de algunas otras variables que se cree pueden influir en el éxito reproductivo de las aves, como: el efecto de borde, el disturbio antropogénico sobre el paisaje, la fragmentación del hábitat, las políticas de manejo del terreno, el tipo y comportamiento de los depredadores, el sustrato del nido, entre otros (Major y Kendal, 1996; Moore y Robinson, 2004).

Algunos investigadores han expresado que los resultados pueden no ser consistentes con los obtenidos usando nidos reales (Haskell, 1995; Buler y Hamilton, 2000; Zanette 2002). Este ha sido un tema controversial, y ha sido objeto de revisión por diferentes investigadores, como: Major y Kendal (1996), que analizaron ~80 estudios de nidos artificiales y concluyeron que esos estudios deben estar bien diseñados para que los resultados sean más aproximados a los obtenidos con nidos reales. Sin embargo desde esa revisión, el número de estudios que abordan preguntas ecológicas usando nidos artificiales ha crecido exponencialmente.

La conclusión de otro artículo de revisión con nidos artificiales realizado por Moore y Robinson (2004) fue que uno de los principales aportes de estos estudios es la información referente a las tasas de depredación de nidos y al comportamiento e identificación de potenciales depredadores, ya que esto aporta datos para estudios futuros que exploren la tasa de supervivencia de nidos reales y la interacción entre las comunidades de depredadores y las aves en zonas urbanas. Por ello se han propuesto como una buena herramienta para medir tendencias en la depredación de nidos y han sido usados ampliamente para resolver preguntas ecológicas (López-Flores *et al.*, 2009).

2.2 Depredación de nidos artificiales en áreas urbanas

La investigación realizada a la fecha con nidos artificiales en zonas urbanas se ha polarizado en dos líneas con conclusiones contradictorias (Shochat, 2004). En algunos estudios demográficos y de comportamiento se ha reportado que la mortalidad es más baja en ambientes urbanos, fenómeno referido como “relajación de la depredación” (también conocido como el refugio de depredadores o la hipótesis del hábitat seguro; Fisher *et al.*, 2012). La implicación es que las tasas de depredación también se reducen en las zonas más desarrolladas (Gering y Blair, 1999; Shochat *et al.* 2006; Fisher *et al.*, 2012). Entendiendo el concepto de tasa de depredación como la proporción de la población que es consumida por un depredador en una unidad de tiempo. El proceso está en función del tamaño de la población de depredadores y presas así como del promedio de consumo de presas por parte de los depredadores (Mills, 2007).

Se le han atribuido algunas explicaciones a la “relajación de la depredación”, una explicación es que la abundancia de depredadores naturales decrece con el grado de urbanización, lo cual genera bajas tasas de depredación, y esto incrementa el éxito de anidación y eventualmente la abundancia de las aves (Tomialojc, 1982). También se ha propuesto que el decremento en la abundancia de depredadores naturales está asociada con la percepción de un bajo riesgo de depredación por parte de las aves adultas (Sorace, 2002; Valcarcel y Fernández- Juricic, 2009) e incluso ha sido usado como un parámetro para evaluar la hipótesis del hábitat seguro.

Por el contrario otros estudios muestran que las densidades de depredadores son frecuentemente mayores en las ciudades que en paisajes naturales o rurales (Sorace 2002). Esta abundancia de depredadores, también conocida con el término “proliferación de depredadores” implica que la presión de depredación es mayor en las áreas urbanas (Fisher *et al.*, 2012). Esta hipótesis se justifica por el incremento de depredadores omnívoros como los córvidos, reportados en ambientes urbanos. Así como por la interacción de depredadores y presas sujetas a cambios temporales en las ciudades y el disturbio humano que puede interferir con el éxito reproductivo de las aves (Jokimäki *et al.*, 2005). Debido a esto se ha propuesto el término “paradoja de la depredación” para referirse a la aparente contradicción entre la relajación de la depredación y la proliferación de depredadores (Shochat, 2004; Fisher *et al.*, 2012).

2.3 Registro de depredadores de nidos en zonas urbanas

Se han propuesto algunos mecanismos que explican la presencia de ciertos tipos de depredadores en las zonas urbanas, entre ellos se encuentra la llamada hipótesis de “los mesodepredadores”. Esta expone que los mamíferos carnívoros de mayor tamaño son particularmente vulnerables a la extinción en paisajes fragmentados, por lo que su desaparición permitiría el incremento de pequeños y medianos carnívoros que son los principales depredadores de las aves y de otros pequeños vertebrados. El incremento del número de mesodepredadores está relacionado con la declinación y extinción de las especies presa (Crooks y Soulé, 1999).

Otra hipótesis que plantea la presencia de distintos tipos de depredadores en zonas urbanas es la mencionada anteriormente como paradoja de la depredación y tiene los siguientes planteamientos. El primer principio es que los depredadores son más numerosos en las ciudades que en los paisajes circundantes (Shochat, 2004). La variedad de vertebrados depredadores a lo largo del gradiente urbano es amplia e incluye aves, mamíferos y reptiles (Fisher *et al.*, 2012). Sin embargo muchos de los depredadores que se encuentran en las áreas silvestres están ausentes en gran medida de los entornos metropolitanos urbanos, debido en parte a los requerimientos de espacio de los mamíferos de mayor tamaño (Estes *et al.*, 2011). Este último planteamiento coincide con lo presentado por la hipótesis de los mesodepredadores.

El segundo principio de la paradoja de la depredación es que la presión de depredación decrece cuando incrementa la urbanización (Gering y Blair, 1999). La depredación urbana ha sido típicamente estudiada a través de los cambios en las tasas de supervivencia debido a la dificultad de observar a los depredadores reales (Fisher *et al.*, 2012). Debido a ello se ha establecido que los cambios en las tasas de sobrevivencia reflejan las respuestas colectivas a diversas fuentes de mortalidad que los organismos enfrentan incluyendo enfermedades, hambre, mal tiempo, toxinas, la caza, colisiones con estructuras o vehículos, electrocución y depredación (Newton, 1998). Cada factor puede cambiar con el desarrollo urbano pero no necesariamente de formas similares, sin embargo la depredación es frecuentemente un determinante principal en la supervivencia global y ante la falta de información de la mortalidad de los individuos, los cambios en las tasas de supervivencia pueden servir como un indicador útil para establecer una relación entre la presión de depredación y el desarrollo (Stevens *et al.*, 2007; Fisher *et al.*, 2012).

2.4 Hipótesis de los mesodepredadores

Los mamíferos mesodepredadores son un componente común en las comunidades de vida silvestre urbanas (Rodewald *et al.*, 2011; Fisher *et al.*, 2012). Estas especies pueden consumir de manera oportunista pequeñas aves o mamíferos, particularmente huevos, polluelos y jóvenes (Iossa *et al.*, 2010).

Debido a la ambigüedad que podía tener el concepto de mesodepredador, Prug *et al.* (2009) profundizaron al respecto definiendo a los mesodepredadores como cualquier depredador de rango medio en una red trófica, independientemente de su tamaño o taxonomía. Así, un mesodepredador en un ecosistema puede ser un depredador en otro, y uno de los ecosistemas pueden tener varios mesodepredadores (Roemer *et al.*, 2009). Por lo tanto, los mesodepredadores son mejor identificados en función de las características de una red trófica dada en lugar de las características de una especie individual. Sin embargo, los mesodepredadores promovidos a la parte superior de la cadena alimentaria no son ecológicamente idénticos a los depredadores más grandes que han sido extirpados (Prug *et al.*, 2009).

2.5 Revisión de la paradoja de la depredación

Con la finalidad de integrar todos los elementos que son parte de las interacciones tróficas y sus ramificaciones para la estructura de la comunidad en ambientes urbanos, Fisher *et al.* (2012) propusieron un modelo conceptual que integra seis hipótesis como una red. En ellas se plantean diversas respuestas que dan explicación a la paradoja de la depredación. Se amplía la tradicional visión de dos niveles tróficos: presas y depredadores, por un concepto que implica una dinámica trófica urbana.

1) El consumo subsidiado de depredadores: se explica por la gran abundancia de comida disponible por fuentes antropogénicas en las ciudades, lo cual permite sostener a las grandes poblaciones de mesodepredadores omnívoros y a la vez permite que mantengan una dieta sin consumir a los vertebrados que son sus presas.

2) La hiperabundancia de las presas: se presenta cuando el alimento provisto por los seres humanos permite el incremento del número de las especies que son presas al punto que los depredadores no pueden ejercer un control sobre esas poblaciones.

3) La especialización de las presas: se refiere a la proliferación de ciertas especies comunes que son presas, debido a su abundancia el consumo de estas especies por parte de los carnívoros mesodepredadores es muy común en ambientes urbanos, lo cual permite que se reduzca la presión de depredación sobre otros vertebrados urbanos.

4) La composición de depredadores: hace alusión a las especies de depredadores en zonas urbanas que están adaptados a consumir pocas especies de vertebrados. Estos pueden llegar a remplazar a los depredadores de áreas no urbanas que declinan en abundancia con la urbanización debido a la variedad de especies que consumen y sus requerimientos de hábitat.

5) La composición de las presas: el tipo de especie de las presas puede además cambiar con la urbanización, de tal forma que las presas urbanas pueden ser menos vulnerables a la depredación que las especies que habitan entornos no urbanos.

6) Liberación de mesodepredadores: se refiere al aumento de los mesodepredadores como consecuencia de la extirpación de los depredadores superiores en las ciudades lo cual podría desencadenar en un crecimiento de sus poblaciones.

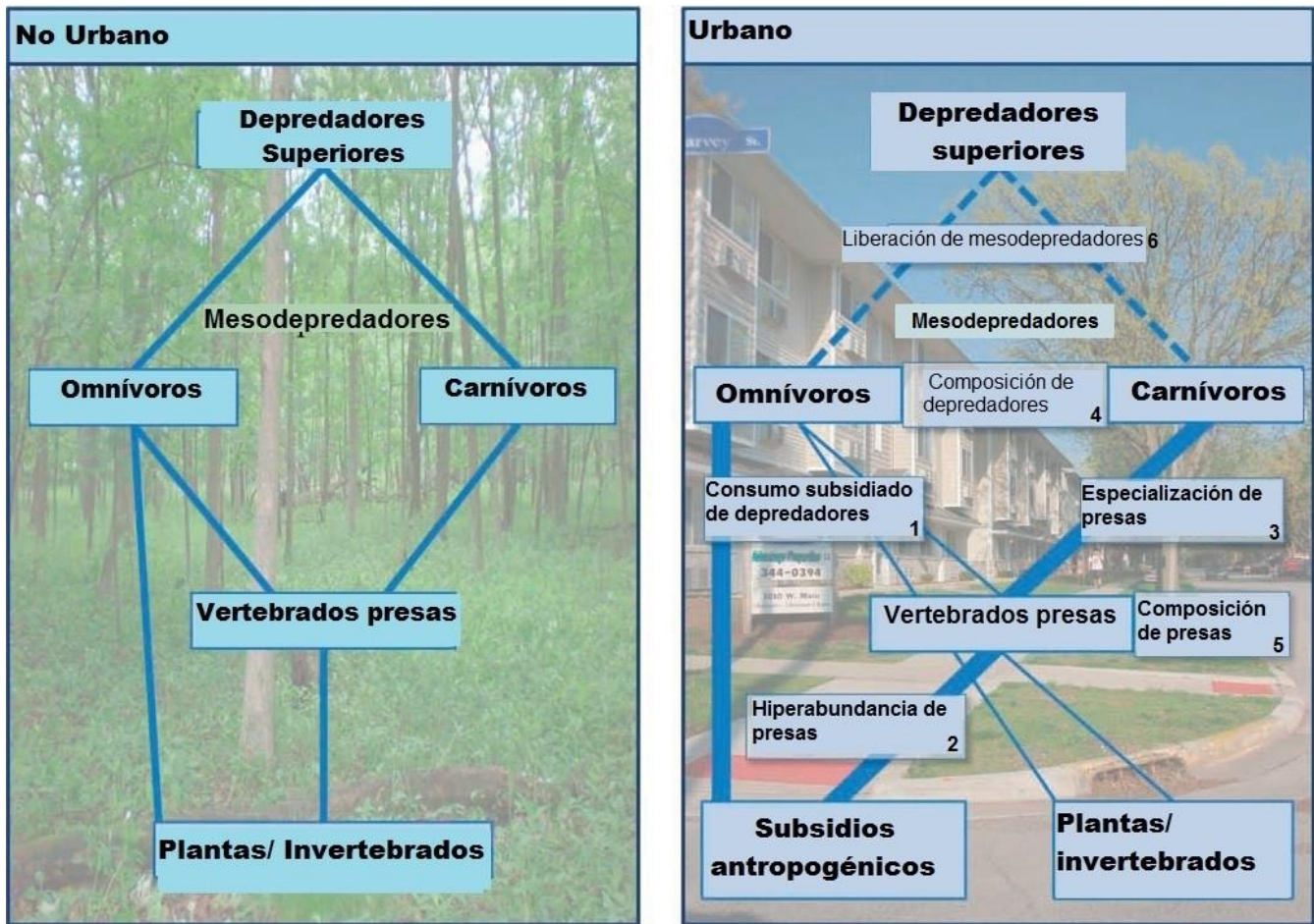


Figura 1. Modelo de la dinámica trófica entre hábitats urbanos y no urbanos. Las hipótesis propuestas están numeradas, las líneas representan las conexiones entre los niveles tróficos, las líneas de diferente grosor en el panel urbano indican un aumento o una disminución en la fuerza de la interacción trófica en relación con los ambientes no urbanos. Las líneas discontinuas se refieren a la interacción que no se produce en el contexto urbano. Las hipótesis situadas en la parte superior de las líneas de interacción indican las conexiones y los niveles tróficos a los que pertenece una hipótesis particular. Las hipótesis (Composición de depredadores y presas) se encuentran dentro de un nivel trófico particular que indica alteraciones en la dinámica trófica, impulsados por los cambios en la identidad de las especies en hábitats no urbanos y urbanos. Modificado de Fisher *et al.*, (2012).

2.6 Crecimiento de las Ciudades Mexicanas

Las ciudades mexicanas están asociadas, en gran medida con los eventos de deterioro y contaminación más graves de los ecosistemas del país (Garza, 2010). Asimismo, se relacionan con cambios de uso de suelo y la incipiente incorporación de áreas verdes dentro de los planes de desarrollo y ordenamiento territorial urbano que caracteriza a la inmensa mayoría de las ciudades mexicanas, lo cual compromete la salud humana y ambiental (Pisanty *et al.*, 2009). Las zonas metropolitanas son de importancia fundamental para México, ya que en ellas se desarrolla la mayor parte de las actividades económicas y científicas, siendo además los sitios donde generalmente se concentran las instituciones gubernamentales (Garza, 2007; Macgregor- Fors *et al.* 2013).

La Ciudad de México es una de las áreas conurbadas más pobladas y más grandes del mundo, es la más grande de México (Naciones Unidas, 2008). Por lo que el establecimiento y continuo crecimiento de esta ciudad afecta negativamente la vida silvestre que se encuentra sobre el área urbana y los sistemas que la rodean, que todavía comprenden elementos considerables de biodiversidad (Peterson y Navarro 2006, Ortega-Álvarez y MacGregor-Fors, 2010). El primer estudio registrado en relación a las aves y la Ciudad de México es el de Nocedal (1987). En dicho trabajo se encontró que conforme aumenta el grado de urbanización: (1) la diversidad de aves disminuye, (2) la densidad de algunas especies de aves aumenta, (3) el número de especies insectívoras se reduce, (4) el número de especies de aves granívoras incrementa y (5) las comunidades de aves están dominadas por unas cuantas especies exóticas. Adicionalmente, en años recientes dentro de sus límites se han llevado a cabo otros estudios en relación a la ecología urbana y las aves, en ellos se ha reportado que la riqueza de especies está positivamente relacionada con la heterogeneidad ambiental (riqueza florística de los parques) (MacGregor- Fors *et al.*, 2013).

2.7 Estudios de ecología de aves urbanas en México

Estudios más recientes realizados en México han registrado que conforme aumenta el grado de urbanización: (1) la riqueza de especies de aves es menor que en hábitats nativos mientras que la abundancia sigue un patrón contrario (Ortega-Álvarez 2008), (2) las comunidades son más homogéneas y representadas por pocas especies dominantes abundantes (Ortega-Álvarez y

MacGregor-Fors 2009), (3) la urbanización representa un arma de doble filo para las especies de aves migratorias: excluye un gran número de ellas, pero brinda hábitat de invierno para otras que incluso se encuentran bajo alguna categoría de conservación (MacGregor-Fors 2010a, MacGregor-Fors *et al.* 2010b), (4) las especies de aves pueden clasificarse en grupos de acuerdo con las respuestas a la urbanización, siendo las especies más abundantes las beneficiadas por la urbanización, mientras que las poco abundantes y las raras son beneficiadas por elementos de la vegetación (MacGregor-Fors, 2010b, MacGregor-Fors y Schondube 2011), (5) la presencia de especies exóticas (i.e., *Passer domesticus*) juegan un papel fundamental sobre la abundancia de distintas especies de aves nativas, (6) la distancia a la cual se encuentran los parques urbanos con respecto al borde de la ciudad es un factor que influye sobre la diversidad y composición de las comunidades de aves asociadas a estos hábitats, (7) las zonas urbanas conforman islas ecológicas, y por tanto su tamaño puede influenciar sus patrones de diversidad y (8) la presión de depredación sobre nidos artificiales es mayor en zonas urbanizadas que en hábitats perturbados no urbanos (MacGregor-Fors 2010, MacGregor-Fors *et al.* 2011).

2.8 Estudios de nidos naturales y artificiales en México

Existen algunos estudios realizados con nidos de aves que aportan elementos para conocer su respuesta a la urbanización. Por ejemplo, el estudio de Suárez- Rodríguez *et al.* (2013) registraron que las especies de gorriones *Passer domesticus* y *Haemorhous mexicanus* (anteriormente *Carpodacus mexicanus*) presentes en la Ciudad de México, utilizan materiales de fuentes antropogénicas como los filtros de cigarrillos para la construcción de sus nidos. Ellos propusieron que esta conducta se debe a que estos materiales les proveen a las aves aislamiento térmico y protección contra ectoparásitos.

En otro estudio realizado con nidos artificiales en la ciudad de Morelia, López-Flores *et al.* (2009) reportaron que la supervivencia de nidos a lo largo de un gradiente urbano fue mayor en ambientes suburbanos que en los urbanos. Sin embargo, la velocidad a la que fueron depredados los nidos no difirió a lo largo del gradiente, encontrando que las aves fueron los principales depredadores en todos los hábitats. Otro estudio realizado en la Ciudad de Xalapa (Rivera-López, 2013), encontró que los factores más influyentes en la depredación de nidos artificiales de las aves en un gradiente urbano, son la interacción entre la ubicación geográfica del nido en la ciudad, el

porcentaje de cobertura y construcción de edificios, y sugirió que la presencia de córvidos en la ciudad también tuvo un marcado efecto en la depredación de nidos.

3. JUSTIFICACIÓN

Los estudios de ecología urbana que exploran las respuestas de las aves a la urbanización permitirán entender como las comunidades cambian con la presión antropogénica (Miller *et al.*, 2001). Este objetivo cobra relevancia como resultado del acelerado crecimiento que están presentando las ciudades Mexicanas. Debido a que las comunidades urbanas guardan algunas similitudes entre sí (Shochat *et al.*, 2006), tener estos registros espacio- temporales es necesario para examinar la variación en la demografía de las poblaciones de aves (Thorington y Bowman, 2003). Esto podría permitir predecir cómo reaccionarán las comunidades de vertebrados en otras ciudades que se encuentran en crecimiento. Como ha sido analizado en diversos estudios la depredación de nidos causa la mayoría de los fracasos en la reproducción de las aves (Martin, 1992). Por lo tanto se ha convertido en un foco de atención examinar como la drástica transformación del entorno y de los recursos que este provee están impactando en las comunidades de aves.

Debido a que los ambientes urbanos son heterogéneos a múltiples escalas y el efecto que tiene la urbanización sobre las aves no es igual en todo el sistema (Macgregor-Fors *et al.*, 2011) son diversas las condiciones que podrían influir en la probabilidad de depredación de un nido. En el presente estudio se explora la ubicación y las características de las áreas verdes como las variables más significativas en la depredación de nidos, sin embargo la composición de la comunidad de depredadores presentes en cada sitio evaluado en la ciudad de México es otra de las consideraciones más relevantes. Estas variables han sido poco exploradas en ciudades como México. Por ello, es necesario profundizar en las investigaciones referentes a las necesidades de las aves por espacios de anidación y cuál es su interacción con la comunidad de depredadores. Estos elementos son clave para conocer cómo es que se articula la compleja dinámica trófica en las zonas urbanas mexicanas.

Utilizar un modelo experimental que permita controlar las variables a analizar y evaluar otras que son de interés tiene una importancia relevante. A la fecha es poca la información sobre las tasas de supervivencia que presentan las aves en zonas urbanas tropicales. Donde muy probablemente

las dinámicas de las poblaciones sean diferentes no solo en especies sino en los factores asociados. Por ello hacer una aproximación de los componentes que influyen en la depredación, abonará a la producción de información que permita comprender las complejas interacciones que se presentan entre las comunidades que cohabitan con nosotros en las ciudades.

4. OBJETIVO

Determinar la relación de la depredación de nidos artificiales y las características de las áreas verdes urbanas de la Ciudad de México donde fueron ubicados, para evaluar las variables que ejercen mayor efecto y los patrones de depredación.

4.1 OBJETIVOS PARTICULARES

- Calcular la probabilidad de supervivencia de los nidos artificiales en parques y la matriz urbana circundante.
- Identificar qué variables de la estructura del hábitat tienen efecto en la depredación de nidos artificiales.
- Determinar los grupos de depredadores más importantes en las áreas verdes urbanas.
- Evaluar si la depredación de nidos en aves urbanas está relacionada con la comunidad de depredadores propia de cada sitio.

5. MÉTODOS

5.1 Área de estudio

Este estudio se llevó a cabo en la Ciudad de México, se localiza entre 19° 36'- 19°02' N y 98°56'- 99°22' O, representa el 0.1% del territorio nacional y cuenta con más de 20 millones de habitantes (INEGI 2013). Tiene una extensión aproximada de 1,800 km² (Ortega- Álvarez y MacGregor- Fors, 2009). La temperatura media anual fluctúa entre 12.5 °C (enero) y 20 °C (agosto) (Varona- Graniel, 2001). El promedio de precipitaciones anuales varía entre 700 y 800 mm (Sánchez *et al.*, 1979) y hay dos estaciones lluvias (de junio a septiembre) y seca (de octubre a mayo) (Charre *et al.*, 2013). La ciudad incluye 33.1 Km² de áreas verdes, incluyendo parques, jardines, reservas ecológicas y parques nacionales (Benavides, 1992).

5.2 Áreas verdes urbanas

En 16 áreas verdes urbanas localizadas dentro de la ciudad de México se realizaron los muestreos (Figura 2). Estos sitios diferían en área, proximidad a un área natural, cobertura vegetal, especies arbóreas, grado de urbanización circundante, presencia de cuerpos de agua, densidad de vertebrados, entre otras. Se eligieron ocho parques de diferente tamaño con una extensión mínima de 3.5 ha (Tabla 1), se calcularon el número de nidos que serían colocados de acuerdo al tamaño. Se ubicó el mismo número de nidos en la matriz urbana circundante a una distancia mínima de 500 m de los parques (Tabla 2). Todas las áreas verdes se encuentran rodeadas por zonas con alto desarrollo y cobertura de edificios. Se determinó la cobertura vegetal de cada área verde urbana y la periferia utilizando una clasificación categórica elaborada con imágenes de satélite y valores que iban del 0 al 10. Siendo el cero el valor con la cobertura vegetal más baja y el 10 con el valor más alto. De la misma forma se calculó la cobertura vegetal a un radio de un kilómetro de cada área verde, para lo cual se usó un buffer generado con los programas Free Map Tools (Viklund, 2015) que calcula el área introduciendo las coordenadas del sitio de estudio y Geo-news (2015) que elabora el buffer a partir del área calculada.

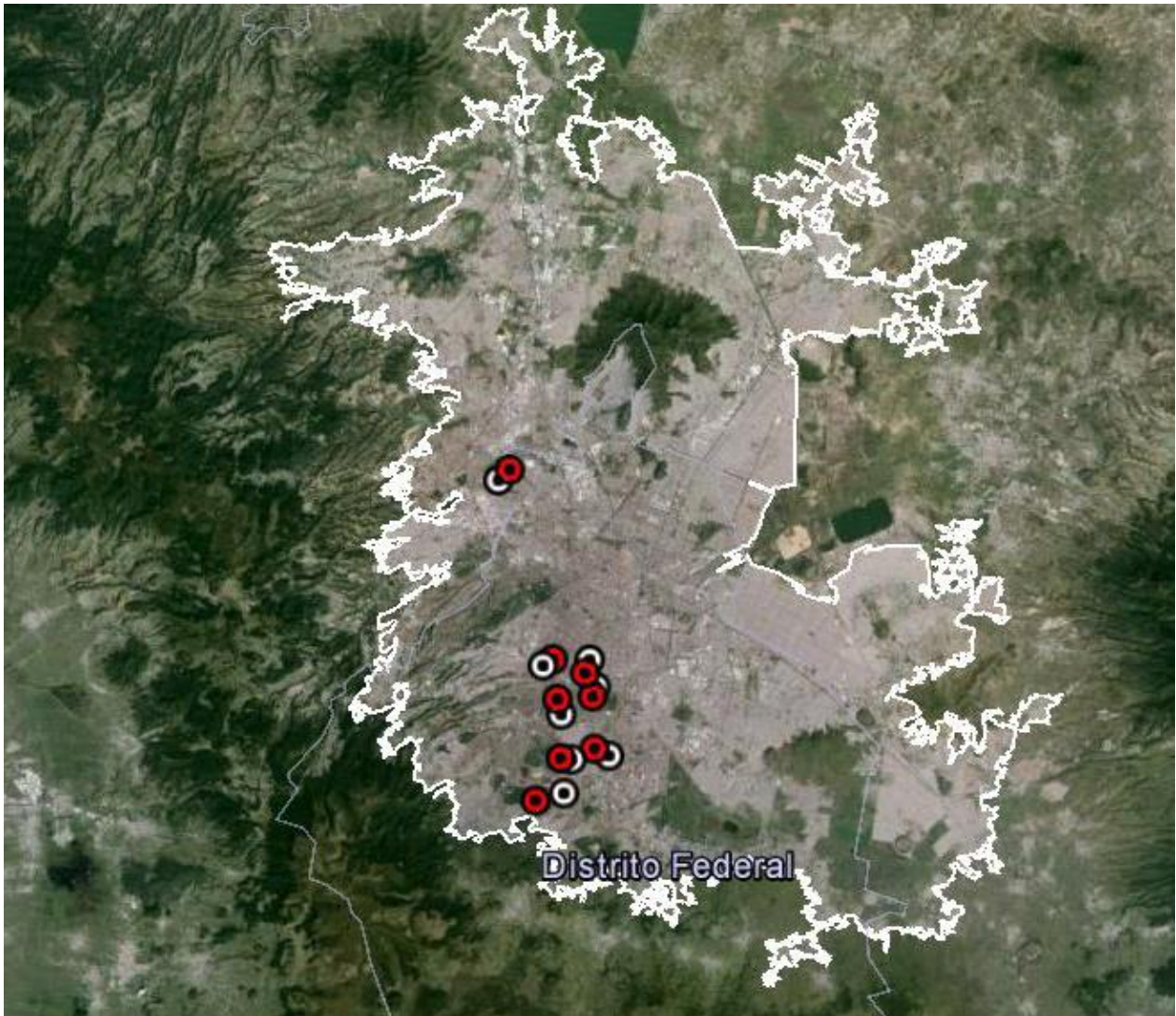


Figura 2. Ubicación de las áreas verdes urbanas donde se colocaron los nidos. El polígono blanco grueso muestra el área urbanizada de la zona metropolitana de la Ciudad de México, la línea delgada muestra los límites del Distrito Federal. Los círculos rojos representan los parques y los círculos blancos las zonas de matriz urbana circundante.

5.3 Biología de anidación de el gorrión mexicano (*Haemorhous mexicanus*)

De acuerdo a Badyaev *et al.*, (2012), *Haemorhous mexicanus* elige una amplia variedad de sitios para anidar (e.g., pinos, abetos, palmeras, olivos, cactus, rocas, cornisas, aberturas, hiedra en edificios, lámparas de luz, jardineras colgantes, cornisas de edificios a gran altura). El requisito principal es una base sólida en alguna estructura. En este estudio se usaron diferentes especies

arbóreas que se encontraban presentes en las áreas verdes. Adicionalmente se han reportado nidos en un rango de alturas que oscilan entre 0.8m hasta 20m en zonas urbanas, sin embargo el rango promedio se encuentra entre 1.4- 5m (Badyaev *et al.*, 2012).

En un estudio realizado en un parque urbano de Hidalgo, México, Zuria y Rendón-Hernández (2010) reportan, para (*H. mexicanus*) la altura de las plantas donde se encontraban los nidos es de 4.5 ± 0.3 m, DAP de los árboles donde estaban ubicados 14.5 ± 0.7 cm, la altura a la cual se encuentran los nido es de 2.6 ± 0.2 m y las especies vegetales elegidas como sitios de anidación son (*Cupressus macrocarpa*, *C. guadalupensis*, *Yucca filifera*, *Pinus cembroides*, *P. torreyana*, *P. pinceana* y *Cylindropuntia imbricata*).

La temporada reproductiva de *H. mexicanus* ocurre entre los meses de marzo y agosto (Badyaev *et al.*, 2012), sin embargo los autores observaron una extensión de la temporada desde enero hasta inicios de noviembre. En cuanto a las características del nido, sus dimensiones oscilan cerca de los 90mm (rango de 78 y 115) de diámetro exterior, el nido es elaborado de materiales como pastos, hierbas finas, tallos, hojas, raíces, ramas delgadas, cuerdas, lana y plumas con materiales similares pero más finos para el interior. El tamaño promedio de la nidada para la especie es de cinco huevos, estos son de color azul pálido y con un peso entre 1.2-1.4 g (Badyaev *et al.*, 2012).

5.4 Elaboración de los nidos artificiales.

Los nidos empleados se construyeron usando como base un nido prefabricado de Ixtle (fibra obtenida a partir de un agave, *Agave lechuguilla*) con un diámetro aproximado de 10 cm. Los nidos fueron ornamentados con tierra, hojas y fibras vegetales colectadas en los sitios de estudio. Tratando de asemejar lo máximo posible al nido de *H. mexicanus*. En cada nido se colocaron dos huevos de codorniz japonesa (*Coturnyx japonica*), utilizados como cebo para los depredadores (DeGraaf *et al.*, 1999). Por otra parte se colocaron tres huevos artificiales hechos con plastilina azul y blanca no tóxica, procurando asemejar el color de los huevos de los gorriones (Figura 3). Este material fue empleado con la finalidad de ayudar en la identificación de depredadores potenciales por medio de las marcas dejadas durante los intentos de depredación (mordeduras, marcas de garras o picos) (DeGraaf *et al.* 1999). Los huevos de plastilina fueron más pequeños que los de codorniz japonesa, simulando las dimensiones de los huevos de la mayoría de las Paseriformes, permitiendo la identificación de un rango más amplio de depredadores, ya que se ha documentado que los huevos de codorniz por su tamaño pueden representar una dificultad para

depredadores pequeños (roedores), que por el tamaño de su mandíbula no pueden manipularlos y consumirlos (Bayne y Hobson, 1999; DeGraaf *et al.*, 1999).

5.5 Ubicación de los nidos artificiales.

Se colocaron 130 nidos artificiales, repartidos entre parques y la matriz urbana circundante. El área de cada sitio fue determinada con imágenes de satélite de Google Earth. Se superpusieron cuadrículas con 120 m de lado por cada cuadrante. Con estos datos se determinó el número de nidos que fue colocado en cada sitio, respetando que cada nido tuviera un radio sin otros nidos de por lo menos 50 m, por lo cual la proporción del número de nidos varió dependiendo del tamaño del parque. Situamos los nidos en un rango de altura entre 2.15 y 2.90 m, únicamente en árboles, debido a las condiciones de exposición propias de los parques urbanos. Estos valores son similares a las alturas reportadas para *H. mexicanus* en la elección de sus sitios de anidación (Badyaev *et al.*, 2012).

Se colocaron los nidos sobre las horquillas de las ramas más cercanas al tronco del árbol, se usaron guantes de látex para evitar la contaminación odorífica y se aseguraron para evitar que fueran sustraídos por los depredadores. Se tomaron los siguientes datos respecto a la ubicación del nido: especie de árbol (Anexo 1), altura del árbol, diámetro a la altura del pecho, diámetro de la rama, cobertura del árbol (tomada en porcentaje con un densitómetro), altura del nido y la fecha de colocación. La fecha de colocación de los nidos estuvo entre el 24 de junio al 16 de julio de 2014 y la revisión de los nidos entre el 27 de junio al 31 de julio del 2014 (Anexo 2).

5.6 Monitoreo de los nidos artificiales

Los muestreos se llevaron a cabo en las 16 áreas verdes urbanas de la ciudad de México. En cada sitio se realizaron las observaciones durante 15 días concordando con el periodo de incubación de *H. mexicanus* (Badyaev *et al.*, 2012) adicionalmente el periodo de revisión coincidió con la temporada de reproducción del Gorrión mexicano en la zona de estudio (observación personal).

Se revisaron los nidos cada tercer día (usando un espejo adaptado a un poste extensible para evitar perturbarlos) (Figura 4) durante un periodo de 15 días entre los meses de junio y julio. En

cada visita se revisó el estado de los huevos (depredados o exitosos) haciendo una breve descripción de la situación en la que fue encontrado el nido.

Se consideró a los huevos depredados si presentaban rupturas, perforaciones, marcas de dientes, huellas, picos o quebraduras en el cascaron, o bien si hubo ausencia de uno, todos los huevos o el nido completo. En cada visita fueron retirados los nidos depredados, éstos fueron llevados al laboratorio para identificar los posibles depredadores con base en las marcas dejadas sobre los huevos de plastilina. Las marcas fueron divididas en cinco categorías de depredadores: aves pequeñas, aves grandes, mamíferos pequeños, mamíferos grandes y no determinado o fallido (se consideraron dos nidos como fallidos por las condiciones climáticas, estos fueron excluidos de los análisis).

Se asociaron las diferentes impresiones dejadas en los huevos de plastilina o codorniz con los depredadores. Los mamíferos a menudo dejan mordeduras, marcas profundas de sus incisivos o arañazos, los mamíferos de mayor tamaño pueden reducir la plastilina solo a pequeños trozos que permanecen en el nido, o bien estos pueden sustraer los huevos de plastilina o codorniz completos. Las aves dejan marcas caracterizadas por un agujero grande o aparentes raspaduras, las marcas del pico aparecen en forma de cuña triangular (Thorhington y Bowman, 2003) y se pueden percibir como marcas “chiclosas” circulares causadas por el pico aferrado al material.

Cuando las marcas no aportaron mucha información usamos también el estado del nido para la identificación del depredador. Solo en el área natural protegida, Bosque de Tlalpan colocamos cinco fototrampas, debido a la seguridad que presenta el área. Con dichas trampas obtuvimos imágenes y videos de los depredadores del área.

Una vez que se determinó a los potenciales depredadores de cada nido, haciendo un esfuerzo por llegar al grupo de depredador, se agregó esta información a la base de datos que contenía la supervivencia en días de cada nido. En total se hicieron cinco revisiones a cada nido durante el intervalo de los 15 días por lo que la tasa de supervivencia de los huevos sumada a las variables de la ubicación del nido y el área verde fueron las utilizadas para realizar los análisis.



Figura 3. Nidos artificiales empleados para determinar los posibles depredadores de huevos en las áreas verdes urbanas.



Figura 4. Revisión de un nido con la ayuda de un espejo y la ubicación de un nido artificial.

5.7 Análisis de datos.

5.7.1 Probabilidad de supervivencia

Para calcular la probabilidad de supervivencia de los nidos en los parques y la matriz urbana circundante, se usó el programa MARK (versión 6.1; White y Burnham, 1999), en el apartado de

modelos de destino conocido (“known-fate”), que se basa en el análisis de datos de individuos o unidades marcadas en un intervalo, para analizar el efecto de todas las variables evaluadas o una combinación de ellas para determinar cuál es la más significativa o influyente sobre la depredación de los nidos artificiales. Se consideraron las covariables individuales: 1) Diámetro a la altura del pecho, 2) Cobertura vegetal dentro del área verde, 3) Cobertura vegetal del buffer de la periferia y 4) Cobertura vegetal de la periferia a un kilómetro de distancia.

Se analizó la importancia de las cuatro covariables por separado y la posible interacción entre ellas en la depredación de nidos de la Ciudad de México. Se eligieron los modelos con base en el criterio de información de Akaike (AIC). Se compararon los valores de Δ_i (diferencia en relación con el modelo del AIC más bajo), para seleccionar el modelo más parsimonioso, los modelos que difieren por $\leq 2 \Delta_i$ del modelo más parsimonioso fueron considerados como aquellos que se ajustaron mejor a los datos (Burnham y Anderson, 2002). Los modelos de clasificación se basaron en las diferencias relativas de los valores de AIC (Burnham y Anderson, 2002), estos valores fueron corroborados al momento de elaborar los árboles de regresión dentro del programa R (Development Core Team R, 2015) con las variables más significativas.

5.7.2 Árbol de regresión, relación entre las características de las áreas verdes y la depredación

Para identificar la importancia relativa de cada una de las variables sobre la depredación de nidos se realizaron árboles de regresión utilizando el programa R (Development Core Team R, 2015). Los cuales permiten la interpretación de bases de datos donde hay un complejo de relaciones lineales y no lineales entre el conjunto de variables independientes y una variable dependiente, incluyendo variables continuas y categóricas (De' Ath y Fabricius, 2000). Este análisis realiza particiones binarias para identificar los umbrales de relación de las variables predictivas con la variable dependiente de forma dicotómica y jerárquica (Palomino y Carrascal, 2007), las cuales pueden ser una mezcla de variables categóricas y continuas, que están relacionadas con la variable de respuesta.

En cada dicotomía se establece un valor correspondiente al umbral de relación de las variables independientes. En el árbol, los valores mayores al umbral son ubicados del lado derecho de la

dicotomía, mientras que los valores menores al umbral se muestran del lado izquierdo. En la parte inferior del árbol se reportan valores promedio de la variable de respuesta para cada escenario, en este caso la depredación de nidos. Debido a que se midieron diversas variables de hábitat que están relacionadas entre sí, llevamos a cabo una matriz de correlación y eliminamos aquellas variables redundantes con valores bajos de varianza.

Así las variables que utilizamos para realizar los árboles de regresión fueron; 1) Ubicación del nido en el área verde urbana (parque o matriz urbana circundante), 2) Diámetro a la altura del pecho (DAP) del árbol donde se colocó el nido 3) Cobertura vegetal al interior del área verde urbana, 4) Cobertura vegetal del buffer del área verde, 5) cobertura vegetal de cada nido en un radio de 25 m y 6) Cobertura vegetal adyacente a un kilómetro del área verde. Se descartó a la altura y especie del árbol, la altura del nido, el diámetro de la rama, la presencia de los cuerpos de agua, el área del parque o matriz urbana, y los depredadores, debido a que no representaban valores significativos en este análisis. Se elaboró el árbol de regresión de todos los nidos para todas las áreas verdes estudiadas. Este tipo de árboles son análogos a los modelos de regresión múltiple, específicamente aquellos que usan una selección adelantada de variables explicativas.

5.7.3 Porcentaje de nidos depredados y grupos de depredadores

Se calculó el porcentaje de nidos depredados en cada área verde estudiada. Se separó el número de nidos depredados por cada grupo de vertebrados depredadores clasificados en: aves pequeñas (Gorriones), aves grandes (Córvidos, ictéridos y rapaces), mamíferos pequeños (Ratas, ratones y ardillas) y mamíferos grandes (Cacomixtles y gatos). Fueron identificados potenciales depredadores por medio de las marcas características dejadas en los huevos de codorniz y plastilina, se confirmaron algunas especies depredadoras por medio de fotografías o videos (en el bosque de Tlalpan). Para probar si había diferencias en la depredación realizada por cada tipo de depredador en las áreas verdes se utilizó una prueba de X^2 . Se realizó una gráfica para corroborar si existía relación entre el porcentaje de depredación en cada área verde con respecto a su tamaño, excluyendo al bosque de Tlalpan.

6 RESULTADOS

6.1 Probabilidad de supervivencia de nidos artificiales

La probabilidad de supervivencia de nidos artificiales fue mayor en la matriz urbana circundante que en los parques (Figura 5). La matriz urbana presentó un promedio de supervivencia de 0.70 con un intervalo de confianza del 95%: 0.58-0.8. Los parques presentaron una probabilidad de supervivencia de 0.40 con intervalos de confianza de 95%: 0.29-0.52. El análisis realizado con MARK muestra valores más significativos para las interacciones que para cualquier variable analizada por sí sola. La interacción más significativa es la presentada entre diámetro a la altura de pecho (DAP), cobertura vegetal del área verde urbana (VERD) y cobertura vegetal de la periferia del área verde urbana a un kilómetro (VERDKM), DAP*VERD*VERDKM (Tabla 3). Sin embargo no se pueden descartar modelos con valor de AIC menores a 2, por lo que la cobertura vegetal del buffer podría tener un efecto ya que presenta un valor de AIC menor a 2, sin embargo este efecto no fue registrado por los árboles de regresión.

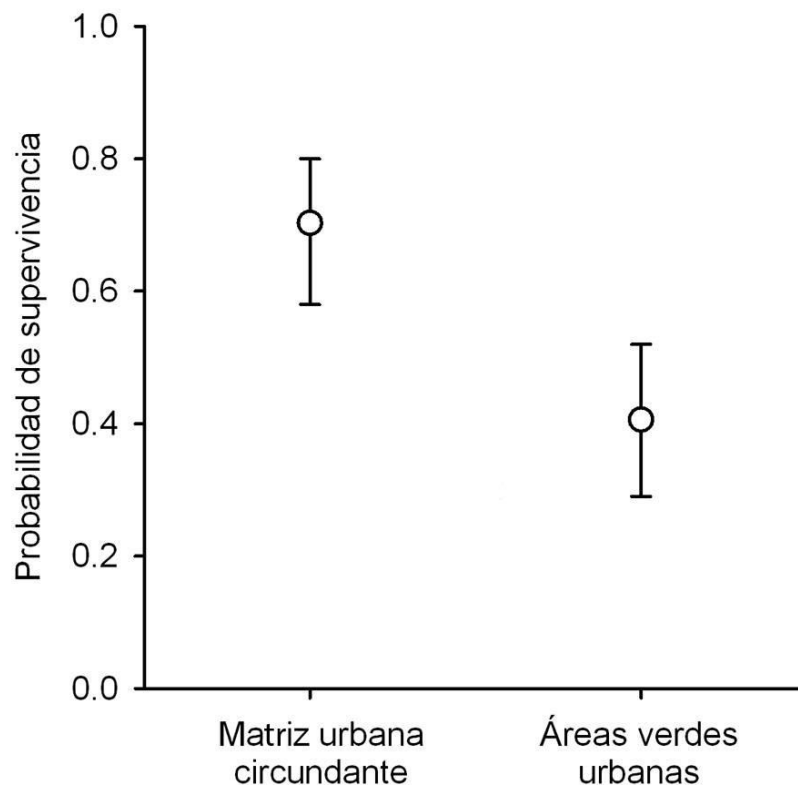


Figura 5. Probabilidad de supervivencia de nidos en áreas verdes urbanas

6.2 Árbol de regresión, relación entre las características de las áreas verdes y la depredación

El árbol de regresión muestra la relación entre la depredación de nidos y tres características de las áreas verdes urbanas que presentaron mayor efecto en la depredación (Figura 6). El primero es en relación a la cobertura vegetal dentro del área verde (área de nidos), seguida por la interacción con el diámetro a la altura del pecho (DAP).

En este caso en primer lugar se agrupa a la cobertura vegetal al interior del área verde (área nidos), si este valor era menor a 4 es decir del lado izquierdo del árbol, entonces la siguiente variable a considerar era el DAP arbóreo, cuando este valor fue menor a 43.8 centímetros la depredación fue de 0.14, pero si el valor del DAP era mayor a 43.8cm entonces la depredación era total, correspondiente al valor de 1.0. Estos datos representan principalmente a la matriz urbana circundante, mostrando la fuerte influencia del DAP de los árboles sobre la depredación de nidos en este tipo de hábitat.

En el otro escenario, cuando la cobertura vegetal (área nidos) era mayor a 4 (correspondiendo principalmente a los parques) entonces la siguiente variable de influencia para la depredación fue la cobertura arbórea a un Kilómetro. Si este valor es menor a 2.5 entonces el porcentaje de depredación es igual a 0.79, mientras que si el valor de la cobertura a un Kilómetro de la periferia era mayor a 2.5 la depredación dependía de los valores del DAP arbóreo. Cuando el valor de DAP fue mayor a 11.1 el porcentaje de depredación fue de 0.43, pero si el valor era más bajo a 11.1 entonces la probabilidad de depredación se elevó casi al doble con un valor de 0.89.

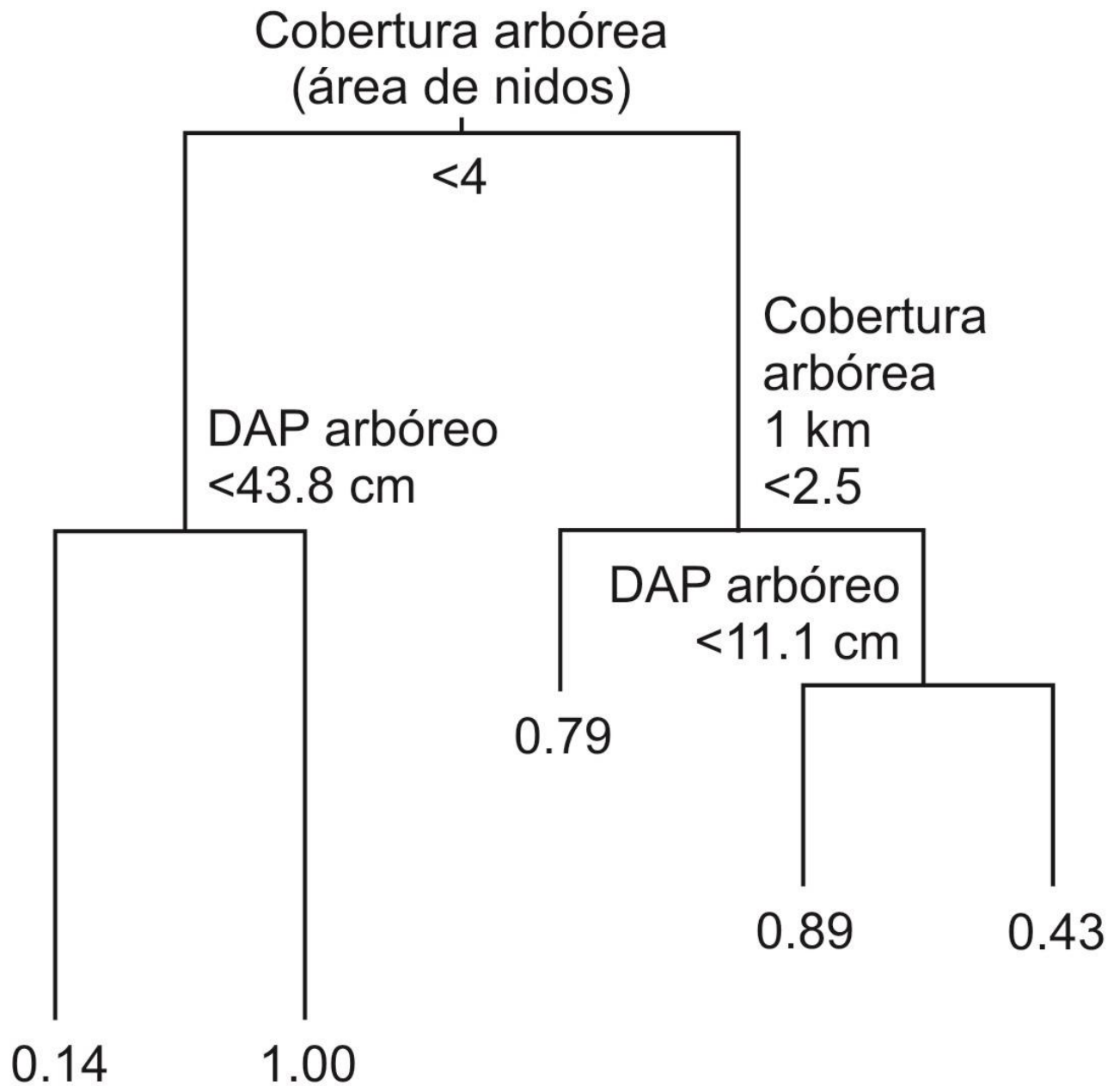


Figura 6. Árbol de regresión que muestra la relación entre las variables: cobertura vegetal dentro del área verde (área de nidos), diámetro a la altura del pecho (DAP), la cobertura arbórea a 1 km y la depredación de nidos artificiales.

6.3 Porcentaje de nidos depredados y grupos de depredadores

Del total de nidos colocados en las áreas verdes urbanas (n=130), se excluyeron dos. De este total fueron depredados 56 (43.75%) y 72 (56.25%) nidos no fueron depredados, lo que representa un mayor porcentaje de supervivencia de nidos que de depredación. Los parques presentaron mayor depredación que la matriz urbana (Figura 7). El parque Luis G. Urbina (Hundido) presentó el mayor porcentaje de depredación con el 100% de nidos depredados, seguido por el Parque Ecológico Huayamilpas con un 87.5% de depredación (Tabla 3). En el caso de la matriz urbana el sitio que presentó mayor porcentaje de depredación correspondió al área que rodea al parque Luis G. Urbina (Hundido). Hubo dos sitios que no tuvieron depredación de nidos, la matriz urbana circundante de la cantera oriente y la MUC del parque Xicoténcatl. El parque Tezozomoc y el Histórico Coyoacán fueron los que presentaron menor porcentaje de depredación con 46.6% y 46.2% respectivamente.

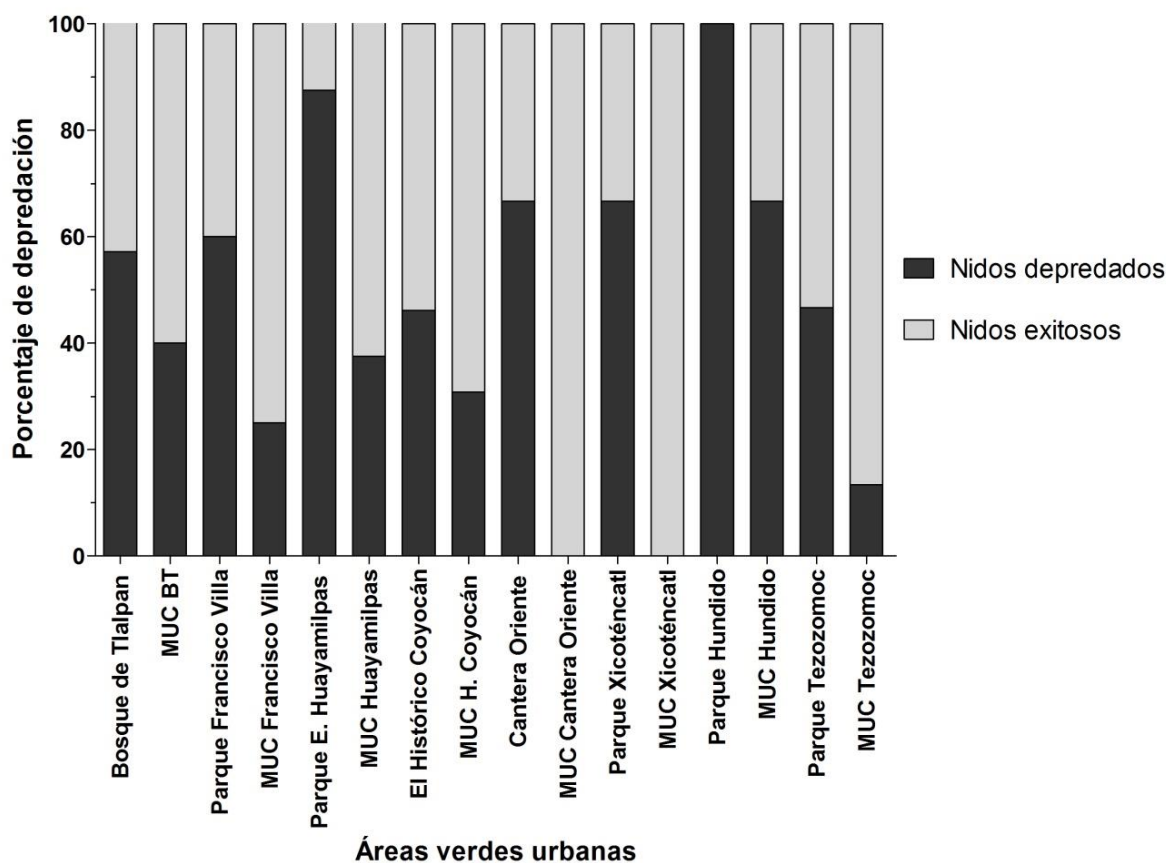


Figura 7. Porcentaje de nidos artificiales depredados en las 16 áreas verdes urbanas de la ciudad de México durante los meses de junio-julio de 2014.

En promedio las áreas verdes presentaron dos grupos de depredadores, no hubo ningún sitio que presentara a las cuatro clasificaciones propuestas. El parque de los venados presentó un solo tipo de depredador que fueron mamíferos pequeños, mientras que la MUC de este mismo parque presentó solo a mamíferos grandes como depredadores. La MUC de la cantera oriente y del parque Xicoténcatl no presentaron ningún tipo de depredador (Figura 8).

Se registraron dos grupos principales de depredadores: 1) mamíferos y 2) aves, responsables del 55.36% y 44.64% respectivamente del total de nidos depredados. Los dos nidos que fueron excluidos de los análisis se debieron a la lluvia o condiciones climáticas que reblandecieron el material del nido al punto de cubrir por completo el contenido. Los mamíferos fueron el tipo de depredador con mayor registro de marcas (n= 31) (Figura 9). Se registraron al menos cinco géneros de especies de mamíferos: Cacomixtle (*Bassariscus astutus*), gato (*Felis silvestris catus*), Ardilla (*Sciurus aureogaster*), Rata (*Rattus* sp.) y Ratón (*Mus* sp.) identificados por marcas en los huevos de los nidos artificiales, fotografías o videos. Las ardillas fueron los depredadores mamíferos con mayor registro de marcas en la mayoría de los parques, principalmente de la zona sur. El único parque que no presentó a este depredador fue el Tezozomoc con ubicación al norte de la ciudad. Consideramos que pudo haber otras especies de depredadores representantes de roedores silvestres que no fueron identificados hasta especie, pero se obtuvieron marcas de huellas en los huevos de plastilina. La identificación de mamíferos de mayor tamaño se llevó a cabo por la determinación de la formula dentaria impresa en los huevos de plastilina, mientras que para mamíferos de menor tamaño la identificación se realizó por la observación de los incisivos marcados en los huevos de plastilina.

El segundo grupo de depredadores en importancia fueron las aves grandes entre las cuales registramos a la Chara (*Aphelocoma californica*) y el Zanate (*Quiscalus mexicanus*). En este apartado se consideró como posible depredador al águila cola roja (*Buteo jamaicensis*), de la cual registramos individuos en el histórico Coyoacán (Viveros de Coyoacán). Por último tuvimos las aves pequeñas y basándonos en los tamaños de las marcas de picos registrados en los huevos de plastilina, sus hábitos alimenticios y su distribución en la ciudad se consideró como posible depredador al gorrión inglés (*Passer domesticus*). Debido a que se tienen registros de marcas cónicas causadas aparentemente por picos pequeños en los huevos de plastilina (Figura 10 y 11)

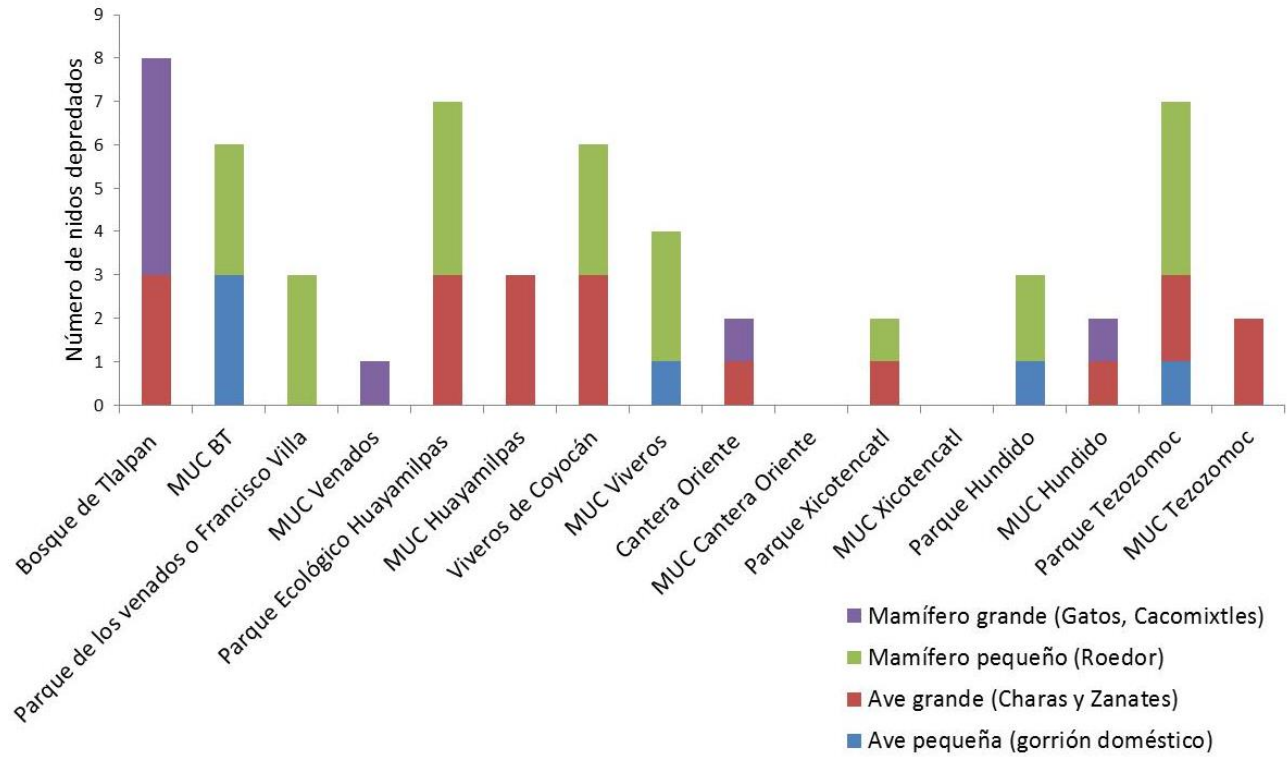


Figura 8. Número de nidos depredados por cada clasificación de depredadores presentes en las áreas verdes urbanas

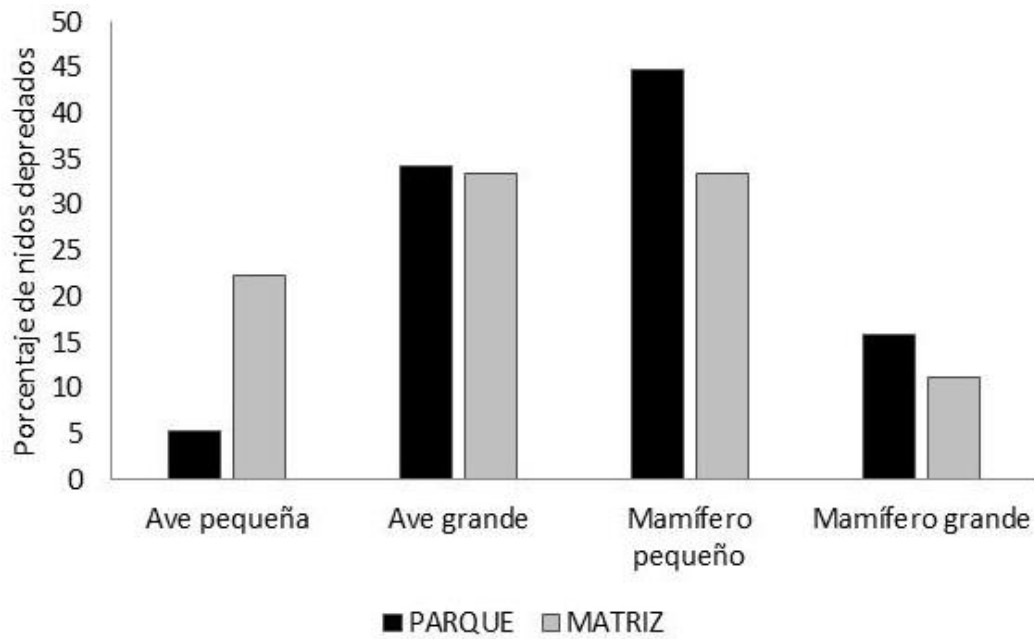


Figura 9. Porcentaje de nidos depredados por los cuatro grupos de depredadores en cada clasificación de área verde urbana



Figura 10. Marcas en los huevos de plastilina y codorniz. Las imágenes de las letras a-l pertenecen a mamíferos, las letras m-p corresponden a aves. En la letra b se observa la huella de un roedor. En las figuras c, e, f, g y h se observan marcas dejadas por un mamífero carnívoro, en ellas se aprecia de los incisivos hasta los colmillos por la mordida. Las letras a, d, i, k y l corresponden a marcas de los incisivos de roedores. En la imagen f se observa además de las marcas la excreta de un roedor. En la figura o y p, se aprecian marcas características dejadas por picos, la figura m muestra el cascaron de un huevo de codorniz dañado por la picadura de un ave.



Figura 11. Depredadores registrados en las áreas verdes urbanas. Las fotografías a-h corresponden a potenciales depredadores dentro de los parques, las imágenes a, f y g corresponden a gatos. Las figuras c, d, i (ardillas), b (rata), h (águila cola roja), e (zanate). Las imágenes: i, j y k fueron obtenidas con las fototrampas en el área natural protegida bosque de Tlalpan, i- la ardilla (*Sciurus aureogaster*), j- Chara (*Aphelocoma californica*) y k- Cacomixtle (*Bassariscus astutus*).

No se encontraron diferencias significativas en la depredación producida entre los grupos de depredadores y las áreas verdes estudiadas. Sin embargo se observa que hay una tendencia de mayor porcentaje de depredación en los parques cuando estos son de menor tamaño. Mientras que en la matriz urbana el porcentaje de depredación tiende a ser menor si el área en la que se ubicaron los nidos es pequeña (Figura 12)

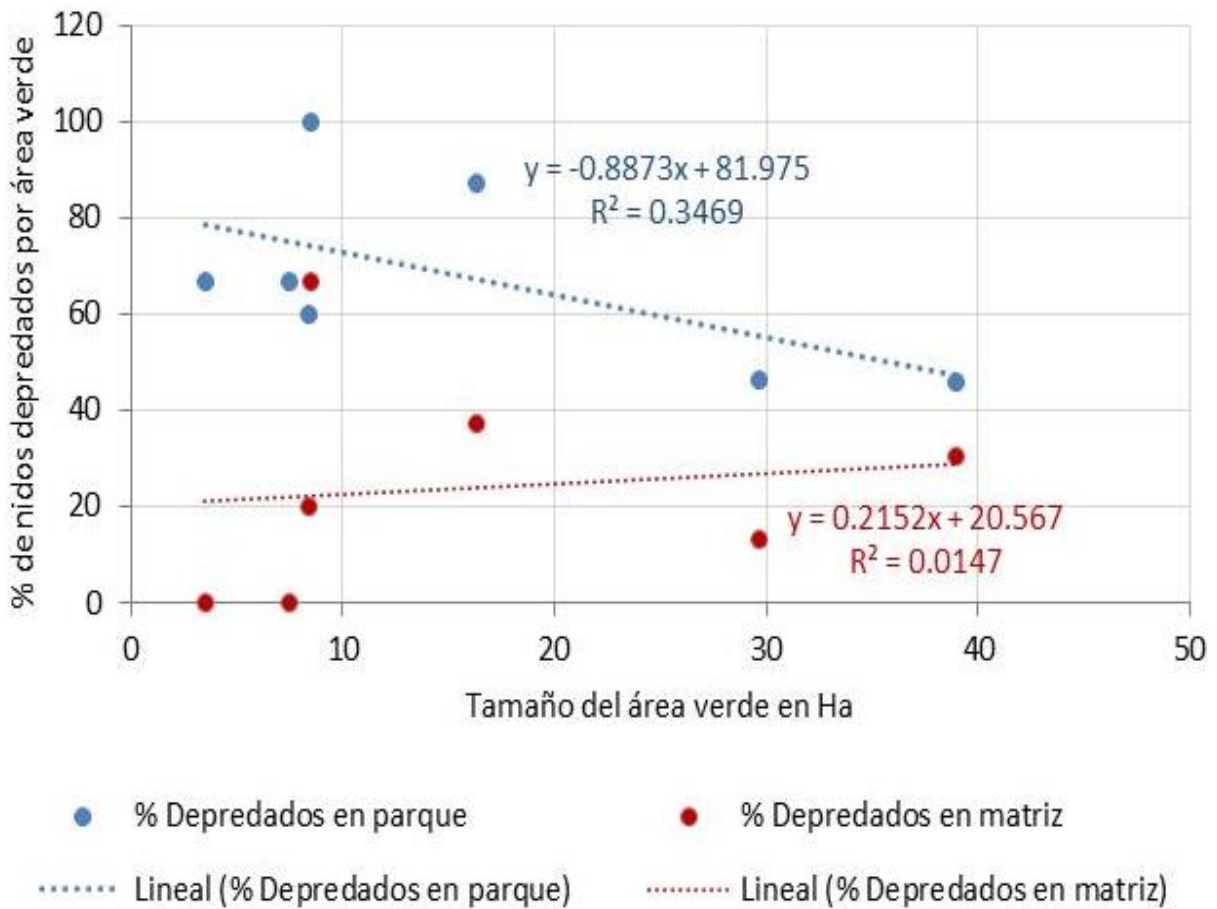


Figura 12. Relación entre el porcentaje de depredación de nidos y el tamaño del área verde

7 DISCUSIÓN

7.1 Probabilidad de supervivencia

De todas las áreas verdes analizadas la matriz urbana presentó una mayor probabilidad de supervivencia que los parques. Esto podría ser causado por el efecto de las actividades humanas, algunos autores han notado que éstas podrían dar protección a los nidos localizados en áreas verdes urbanas (Tomialoc 1978, Gering y Blair, 1999). Este supuesto efecto protector podría ser determinado por la frecuencia, intensidad y predictibilidad de la presencia humana (Jokimäki *et al.*, 2005).

Se ha reportado anteriormente que las comunidades de depredadores pueden diferir entre hábitats naturales y urbanizados, pero los patrones relativos de incremento y decremento de la abundancia puede ser dependiente de la escala, aunque en general, los depredadores pueden declinar en abundancia cerca del final del gradiente (Donovan *et al.*, 1997). Esta podría ser una de las respuestas por la cual se presentó menor depredación en las áreas verdes inmersas en la matriz urbana. No se descarta que puede haber variación por el paisaje y el tipo de depredador ya que en hábitats suburbanos la abundancia de depredadores generalistas (aves y mamíferos) pueden incrementar con el aumento de la densidad de casas (Thorington y Bowman, 2003).

Adicionalmente se ha observado que los depredadores introducidos pueden incrementar en áreas urbanas y concentrar sus esfuerzos en los sitios donde se congregan las presas tales como parques o comederos (Kristan *et al.*, 2003). Esta puede ser una de las razones por las cuales hubo mayor depredación en los parques que en la matriz urbana. Ya que los depredadores podrían buscar a sus presas en zonas donde es más probable encontrarlas. Otra propuesta relacionada con el número de presas disponible, es la asociada al número de nidos que puede haber en un área verde urbana, ya que algunas especies de aves tienen ciertos requerimientos que las hacen evitar los parques pequeños pues el nivel de recursos no satisfacen sus requerimientos, entre ellos, de sitios para anidar, por lo que áreas verdes más grandes podrían ofrecer más sitios para la construcción de nidos de las aves (Jokimäki, 1999).

En ambientes naturales se ha propuesto que la depredación de nidos podría manejar la coexistencia de especies y la organización de la comunidad. Por medio de la selección diversificada de sitios de anidación para reducir la depredación dependiente de la densidad en hábitats sin perturbación (Martin, 1988). Sin embargo debido al tamaño, la configuración arbórea y la baja

disponibilidad de sitios para anidar es poco probable que esto suceda en hábitats perturbados como los parques (Chace y Walsh, 2006). Sasvari *et al.*, (1995) encontraron que la depredación de nidos en parques urbanos estaba fuertemente correlacionada con la densidad de nidos y no con el tipo de nido como lo predicho en el modelo de Martin (1998). Lo cual podría ser considerado como un factor de atracción para los depredadores por el número de aves que se encuentran anidando o distribuyéndose en grupo dentro de las áreas verdes urbanas. Además de ser un factor de restricción de estos espacios para las especies incapaces de adaptarse a las condiciones de estas áreas verdes.

Si las fuerzas de cambio dependen de la urbanización y en parte de como el número de depredadores responde al desarrollo urbano, esas respuestas específicas son altamente variables (Fisher *et al.*, 2012). Considerando que el tipo de depredadores dentro de cada área verde es uno de los factores principales que gobierna la depredación. Hay que destacar que son ciertos factores los que podrían determinar su distribución dentro de las áreas verdes. Como ya se mencionó anteriormente la influencia del tamaño de los parches, la amplitud de los corredores, el paisaje natural que rodea las áreas verdes, las características del hábitat tales como la disponibilidad de agua y la estructura de la vegetación tienen influencia en la depredación de nidos (Schiller y Horn, 1997; Sorace, 2002; Sinclair *et al.*, 2005).

Nuestros resultados se encuentran relacionados a las características de las áreas verdes. Ya que estos factores son los que están configurando la comunidad de depredadores de cada zona, con un conjunto de especies de las cuales se cubren sus requerimientos, así como los recursos ofrecidos en cada lugar en específico (Jokimäki, 1999). Todo esto parece estar determinando las redes tróficas propias para ese ambiente con sus propias particularidades (Fisher *et al.*, 2012)

Las cadenas alimenticias son una red complicada de interacciones directas e indirectas, organizadas por jerarquías entre las especies dentro de los niveles tróficos y simultáneamente extendidas por parte de las especies omnívoras (Fisher *et al.*, 2012). En los ambientes urbanos estas interacciones se pueden ver modificadas a causa de la presencia humana y los suplementos antropogénicos que intervienen con la actividad de las especies (Jokimäki, 1999). Por lo tanto, conviene tener precaución al analizar tal complejidad y no descartar a otros elementos que pueden estar determinando esta red. Ya que se pueden confundir los mejores esfuerzos por anticipar como las poblaciones y comunidades responderán a la intervención humana (Polis y Strong, 1996). Este último punto podría ser relevante ya que la abundancia de algunas especies no

necesariamente significa un sistema saludable, sino el beneficio de algunas especies como consecuencia de la urbanización. Se ha observado que las respuestas de las especies de aves pueden darse de forma individual, ya que algunas preferirán áreas pequeñas mientras que otras se beneficiaran de las áreas grandes (Jookimäki, 1999).

Con se ha mencionado anteriormente en los estudios de depredación de nidos generados hasta el momento en ambientes urbanos, han reportado resultados contradictorios. Sin embargo se ha establecido que la depredación tiene influencia de la variación entre especies y el tipo de paisaje estudiado, cuya explicación en muchos de ellos es la abundancia de depredadores (Sinclair *et al.*, 2005)

En diferentes estudios realizados con nidos artificiales han registrado una variedad de grupos de vertebrados depredadores a lo largo de gradientes urbanos, entre ellos se incluyen a las aves, mamíferos y reptiles (Fisher *et al.*, 2012). Algunos de ellos son exclusivamente carnívoros, pero muchos son omnívoros, tomando presas de manera oportunista (Iossa *et al.*, 2010). En el presente estudio encontramos dos tipos de vertebrados depredadores aves y mamíferos, sin embargo no podemos generalizar que el registro de nidos depredados refleje una comunidad más abundante, debido a que no evaluamos la densidad de depredadores en cada área verde estudiada.

Adicionalmente la respuesta a la urbanización varía dependiendo del taxón (Haskell *et al.*, 2001). Por lo que algunos grupos evitan las áreas desarrolladas mientras que otros tienen los picos de sus densidades en las ciudades (Rosenfield *et al.*, 1995). Consecuentemente los cambios sobre el número de depredadores en áreas metropolitanas es una amalgama de las diferentes respuestas de las especies al desarrollo urbano (Fisher *et al.*, 2012).

Cabe mencionar que tampoco evaluamos los factores antropogénicos asociados que interfieren con la presencia de depredadores urbanos como lo propone Fisher *et al.*, (2012). Las diferencias encontradas en la probabilidad de supervivencia además de estar relacionadas con las características de las áreas verdes, podrían estar asociadas con las diferencias en la composición y comportamiento de la comunidad de los potenciales depredadores de nidos que puede estar a su vez influenciada por la presencia humana (López-Flores *et al.*, 2009).

Existen diversos factores que determinaron que los parques tuvieran ciertas condiciones que favorecieran a la depredación. Entre ellas retomamos la hipótesis de los mesodepredadores ya que los vertebrados depredadores de las aves están presentes en gran abundancia en algunas de

las áreas verdes estudiadas. Del lado de la matriz urbana atribuimos la depredación al efecto de la presencia humana con los diferentes supuestos que analiza el modelo de la depredación. Se retoma la revisión realizada por Fisher *et al.*, (2012) en la cual concluyen que el número de vertebrados depredadores es probablemente mayor en áreas urbanas, como lo propone la hipótesis de la proliferación de depredadores. Sin embargo, reconocen que son necesarios más estudios en los que se examine la respuesta de toda la comunidad de depredadores a la urbanización fuera de Europa y Norteamérica. Esto con el fin de confirmar la reducción en algunos tipos de depredadores como: las serpientes, los grandes carnívoros, ciertos mamíferos omnívoros y las aves rapaces que no son abundantes o no se encuentran presentes en las ciudades. Y que a su vez estos depredadores son compensados por el incremento en el número de otras especies. Consecuentemente estos responden en función de los suplementos y actividad humana.

7.2 Árbol de regresión, Relación entre las características de las áreas verdes y la depredación

El contexto del paisaje en sus diferentes escalas pueden influir en las tasas de depredación (Thorington y Bowman, 2003). El árbol de regresión muestra a la cobertura vegetal dentro y fuera del área verde junto a su interacción con el DAP como las variables más relevantes en la probabilidad de depredación. Este patrón se hace más evidente en la matriz urbana circundante, ya que la variable DAP con valores por arriba de 43.8 representó la depredación total de esos nidos.

Esto podría explicarse debido a que el DAP máximo de las especies arborescentes, es una variable íntimamente relacionada con la edad y altura del árbol (Lukaszkiwicz y Kosmala, 2008). Se ha observado una relación positiva entre la altura de los árboles y la incidencia en elección de sitios para anidar como en el zorzal real (*Turdus pilaris*), esta conducta podría estar relacionada con la seguridad en la anidación; el tamaño también puede representar niveles más altos de depredación o perturbación por parte de los humanos cuando se encuentran en partes más bajas a las que tengan acceso con respecto a las altas (Jokimäki, 1999).

Un mayor número de ramas podría estar asociado a un mayor número de perchas, de espacios disponibles para colocar nidos o mayor cobertura arbórea para ocultar a los nidos. Algunas especies de depredadores como los córvidos, realizan búsquedas visuales para detectar a los nidos, lo cual limita la distribución y abundancia de anidación de algunas especies (Jokimäki,

1996). Por lo que la ausencia de árboles grandes facilitaría la localización y acceso al nido por parte de los depredadores, por lo tanto la altura asociada a la cobertura puede ser un factor necesario para considerarse un adecuado sitio de anidación para algunas especies. Varios estudios han demostrado una relación positiva entre la diversidad de la vegetación y la altura del foliage con la diversidad de aves que se encuentran en las áreas verdes (Jokimäki, 1999).

Muñoz *et al.*, (2008) reportaron como característica importante la estructura del árbol para la anidación de la paloma Huilota (*Zenaida macroura*) en ambientes urbanos. Ya que localizaron sus nidos en árboles con diámetros a la altura del pecho grandes. Esto lo atribuyeron como un indicador de la estabilidad estructural y por estar asociado a un mayor número de ramas más grandes. Adicionalmente la proximidad a edificios y caminos fueron factores importantes en la elección de sus sitios de anidación. Remarcando que la localización del nido en el contexto urbano es una característica muy relevante y no la estructura del árbol por si sola.

En ambientes urbanos la vegetación es más fragmentada, la cobertura de los niveles medio y alto del dosel es menor y hay más suelo cubierto que en los sitios silvestres (Sinclair *et al.*, 2005; Crooks *et al.*, 2004). Los niveles altos de cobertura arbórea en senderos verdes y el paisaje circundante son necesarios para sostener la conservación de aves por el hábitat que les proveen (Hull, 2003). Tomando en consideración este punto, en la matriz urbana la disponibilidad de árboles es menor que en los parques. La importancia de un árbol de gran tamaño se eleva debido a la baja disponibilidad de ese recurso para las aves de zonas urbanas, lo cual provoca que sea mucho más explotado. Esto denota aún más la importancia de árboles de edad en áreas urbanas, como ya se ha reportado en estudios previos (Munyenyembe *et al.*, 1989; MacGregor- Fors, 2008). Este escenario reduce el éxito de nidificación, ya que las aves que habitan en ciudades tienen baja disponibilidad de sitios para anidar, sumado a la competencia con otras especies (López-Flores *et al.*, 2009).

El paisaje dentro y alrededor de sitios particulares a lo largo de gradientes urbanos probablemente influye en la variación de la presión de depredación dentro y entre sitios cruzando el gradiente urbano (Clergeau *et al.*, 2001). Estudios han sugerido que las relaciones entre hábitats de borde y la abundancia de depredadores de nidos pueden ser dependientes de la escala y el paisaje específico (Jokimäki, 1999; Thorington *et al.*, 2003; Sinclair *et al.*, 2005). El menor porcentaje de depredación en la matriz urbana puede estar asociado a la baja presencia de depredadores en las zonas con mayor porcentaje de urbanización y menor cobertura vegetal como lo reportan Sinclair

et al., (2005). Estos autores estudiaron la depredación de nidos en un segmento de camino verde con alta proporción de cobertura de edificios y registraron una baja abundancia de depredadores, ellos sugieren que los mamíferos depredadores pueden tener aversión a zonas altamente desarrolladas. Sin embargo, encontraron un alto número de mamíferos depredadores, en los cuales se encuentran: ratas, ratones, gatos y zorras en parques urbanos. Resultados similares a lo encontrado por Sorace (2002) quien también reportó un número elevado de ratas, ratones y gatos en parques urbanos. En el presente estudio en los parques observamos un patrón contrario, ya que se presentó mayor depredación en los árboles con DAP menores. Lo cual puede estar asociado al número de depredadores presentes en los parques y su posibilidad de encontrar los nidos. Ya que el número de depredadores incrementa la posibilidad de detectar nidos. Aunado a esto, la cobertura de los arboles puede influir ya que árboles con DAP pequeño tienen una baja cobertura, lo cual podría incrementar la probabilidad de detectar un nido.

El efecto de la cobertura en el contexto del paisaje puede tener relación con la presencia de depredadores de mayor tamaño ya que se ha observado que segmentos de senderos verdes con altas cantidades de dosel en el paisaje adyacente cuentan con gran abundancia de mamíferos de mayor tamaño como mapaches. Es decir, que estos mamíferos medianos se encuentran asociados fuertemente con hábitats boscosos incluyendo vecindarios residenciales en donde se ven beneficiados de huecos de árboles maduros como madrigueras (Hadidian *et al.*, 1991). Existen otros ejemplos que han probado esta hipótesis de los mesodepredadores donde reportan que el zorro rojo (*Vulpes vulpes*) y el zorro gris (*Urocyon cinereoargenteus*) respectivamente se distribuían solo en caminos verdes amplios de un ancho mayor a 100 m (Schiller y Horn, 1997)

Los depredadores carnívoros que se encuentran arriba en la cadena alimenticia, requieren generalmente rangos hogareños más grandes y un adecuado número de presas donde la interferencia humana es mínima (Beier *et al.*, 2010) lo cual es un atributo que no encuentran en zonas desarrolladas. Por lo que la tolerancia a los humanos por parte de los depredadores generalmente declina con el incremento del tamaño del cuerpo del depredador, lo cual promueve el traslado de las especies grandes fuera de las ciudades (Iossa *et al.*, 2010). Lo cual ocasiona que la pérdida del nivel trófico superior en ambientes urbanos pueda tener profundos efectos indirectos en otros animales silvestres (Fisher *et al.*, 2012). La falta de regulación de arriba hacia abajo sobre las especies de depredadores pequeñas podría permitir que las poblaciones

incrementen su abundancia lo cual tiene un efecto sobre las poblaciones de aves (Prugh *et al.*, 2009; Fisher *et al.*, 2012).

En el presente estudio se observó el efecto que los depredadores, la cobertura arbórea y el DAP tienen sobre el éxito de los nidos. Los resultados muestran que las áreas verdes que mantienen una periferia con amplia cobertura arbórea permiten la presencia de depredadores de mayor tamaño, esto crea una comunidad con mayor número de niveles tróficos que incrementan la diversidad del sitio.

Algunas de las características asociadas con un bajo número de depredadores están relacionadas también con pocos registros de aves, esto podría ser debido a que los segmentos con más edificios en el paisaje adyacente no permiten la presencia de especies más sensibles a la urbanización. Durante los censos en las áreas verdes se observaron algunas especies de aves anidando, muchas de las cuales son especies exóticas o agresivas (Anexo 3). Son necesarios más estudios que exploren las repuestas de las aves a la urbanización para determinar cómo responden a los cambios antropogénicos. Así como también es necesario evaluar cuales son las especies que se reproducen en zonas urbanas y bajo qué condiciones lo hacen para determinar qué factores las benefician. Lo cual permitirá tener un manejo más adecuado de las áreas verdes y con ello balancear las comunidades de depredadores, promoviendo a las comunidades de aves deseadas (Sinclair *et al.*, 2005).

7.3 Porcentaje de nidos depredados y grupos de depredadores

El éxito de los nidos, la comunidad de depredadores y su relativa influencia individual sobre las especies depredadas puede variar con factores ambientales como la estructura de la vegetación y el contexto del paisaje a múltiples escalas (Donovan *et al.*, 1997). De acuerdo con los resultados obtenidos en este estudio las características de las áreas verdes urbanas tienen un efecto sobre la depredación de nidos. Del total de nidos colocados en las áreas verdes el 43.75% de éstos fueron depredados, de los cuales el mayor porcentaje se presentó en los parques. Los mamíferos fueron los depredadores más frecuentes, seguidos por las aves (44.64%). Los patrones de depredación de nidos pueden estar relacionados con la estructura de la comunidad de depredadores locales, en especial algunos grupos de depredadores como los córvidos, que se pueden encontrar en ambientes urbanos (Jokimäki *et al.*, 2005).

En los resultados de la depredación realizada por los grupos clasificados de depredadores, los mamíferos pequeños fueron los principales depredadores en los parques (44.7%). Sin embargo, también tuvieron un efecto en la matriz urbana (33.3%), pues hubo marcas de incisivos en los huevos de plastilina colocados en estas áreas. En la categoría de mamíferos pequeños se incluyeron a las ardillas y a los roedores. Las ardillas han sido reportadas con elevadas densidades en parques urbanos de la Ciudad de México, debido a su introducción y suplementación de alimento con recursos antropogénicos, lo que ha dado lugar a su proliferación (Mora- Ascencio, *et al.*, 2010). Adicionalmente se ha reportado un efecto adverso de estos mamíferos sobre la vegetación por el descortezamiento que realizan en los árboles (Mora- Ascencio, *et al.*, 2010) lo cual podría representar otro efecto negativo indirecto sobre la disponibilidad de sitios para anidar de las aves.

Se ha reportado que la densidad de ardillas es elevada en los parques (Francisco Villa, Histórico Coyoacán- Viveros, Xicoténcatl, Luis G. Urbina) (Mora- Ascencio, *et al.*, 2010), sin embargo, también se encuentran presentes en la matriz urbana de algunas áreas verdes estudiadas (Matriz urbana Bosque de Tlalpan, MUC del Histórico Coyoacán-Viveros), no obstante, no se encuentran presentes en las regiones ubicadas al norte de la Ciudad (Parque y MUC Tezozomoc) (observación personal). Esto puede ser debido a que la distribución de las aves como de otros grupos de vertebrados depredadores puede estar asociada con factores como: la colonización selectiva de hábitats, efectos históricos que permiten su distribución en esas áreas, el aislamiento y tamaño de los fragmentos, el disturbio humano (Fernández-Juricic, 2002) y la ausencia de sus depredadores naturales podría influir en el incremento de individuos. Lo anterior permite sugerir que la interacción de las aves con otros individuos en las mismas áreas verdes, podría generar competencia y un efecto negativo sobre la anidación, ya que disponen de los mismos espacios para construir nidos, sumado a sus hábitos alimenticios y la sobrepoblación en determinadas áreas verdes. Se ha sugerido que el gorrión inglés (*Passer domesticus*) e individuos ferales de la paloma (*Columba livia domestica*) compiten por lugares de anidación con las aves que habitan en los parques urbanos (Jokimäki, 1999).

La sobrepoblación de ardillas en áreas urbanas podría ser explicada por el patrón encontrado por Crooks y Soulé (1999), en el que exponen las razones de la presencia de mesodepredadores en las ciudades, en este caso las ardillas. Esto se debe a que las ciudades son hábitats incapaces de soportar carnívoros grandes, que son los depredadores de los mamíferos medianos o

mesodepredadores. Esta ausencia de carnívoros provoca un “relajamiento” e incremento de mamíferos medianos- pequeños que se alimentan de los huevos de los nidos de las aves por lo cual el éxito reproductivo de las aves declina (Schmidt, 2003; Sinclair *et al.*, 2005).

Crooks y Soule (1999) encontraron un efecto positivo indirecto entre el número de los depredadores superiores (e.g. coyotes, zorros, mapaches) y la abundancia de aves, mientras que la diversidad de especies de aves disminuyó con la abundancia total de mesodepredadores, debido a la ausencia de depredadores de mayor tamaño. La extensión del área y la edad del fragmento también presentaron un efecto positivo para los depredadores superiores, ya que estaban relacionados con su abundancia, pues fueron más vulnerables a los fragmentos pequeños. Este efecto del tamaño del fragmento también disminuyó el número de las aves, este ha sido un fenómeno referido en varias comunidades urbanas, en donde destaca la proliferación de mesodepredadores (Crooks y Soule, 1999; Schmidt, 2003; Sinclair *et al.*, 2005). Esto podría estar relacionado con los registros de mamíferos grandes que tuvimos en parques de la zona sur de la ciudad, ya que la presencia de mamíferos grandes se relaciona con áreas de mayor tamaño (Sinclair, 2005) o con cobertura arbórea relativamente conservada (Prug *et al.*, 2015). Como el caso del bosque de Tlalpan y la Cantera oriente, debido a que las zonas verdes amplias o aisladas son las únicas que soportan a especies de gran tamaño o con requerimientos especiales (Sinclair, 2005) como el caso del Cacomixtle (*Bassariscus astutus*). En las áreas urbanas la presencia de mamíferos de mayor tamaño como el gato (*Felis silvestris catus*) parece tener la interacción con variables asociadas a la presencia humana.

En el presente estudio registramos nidos depredados por gatos en la matriz urbana del parque Francisco Villa (Venados) y la matriz urbana de parque Luis G. Urbina (Hundido) ambos sitios son zonas de alto nivel de desarrollo urbano, con tránsito de personas y con complejos habitacionales de los cuales los gatos podrían ser mascotas. Los mesodepredadores han sido introducidos en los ambientes urbanos en forma de especies domesticadas como los gatos. Estas especies son cercanas y asociadas con el desarrollo humano y se incrementa su abundancia con la densidad de personas (Sims *et al.*, 2008). Diversas investigaciones con diferentes técnicas como el uso de videocámaras muestran que la conducta de caza de los gatos que viven en áreas suburbanas tienen un efecto importante sobre los diferentes grupos de animales que utilizan como presas entre los que se encuentran reptiles, aves e insectos (Loyd *et al.*, 2013; Beckerman *et al.*, 2007).

Los mamíferos depredadores predominaron en los parques, (60.5%) del total de nidos fueron depredados por este grupo, en la matriz urbana (44.4%) que correspondía a segmentos que contenían más cobertura arbórea o manejo de áreas verdes. Este resultado coincide con lo encontrado por Sinclair *et al.* (2005) En su estudio observaron que las ardillas responden positivamente a condiciones de manejo humano, como jardines y patios, lo cual posiblemente indica una atracción a las fuentes de comida y comederos para aves, sin embargo encuentran que la presencia humana y el disturbio pueden afectar a especies de mamíferos medianos individualmente; mientras que otros como los gatos domésticos fueron asociados principalmente a las áreas con más desarrollo urbano.

El segundo grupo de depredadores con mayor número de registros en los nidos artificiales fueron las aves. En las fototrampas que fueron colocadas en el bosque de Tlalpan, registramos en video y fotografías a la Chara azul (*Aphelocoma californica*) depredando nidos. Esta especie de ave estuvo presente en la mayoría de parques de la ciudad (Bosque de Tlalpan, Parque ecológico Huayamilpas, El Histórico Coyoacán, La cantera Oriente, Parque Xicoténcatl). Sin embargo en la matriz urbana sus registros fueron bajos (Matriz urbana del parque Huayamilpas y MUC del parque Luis G. Urbina- Hundido). Haskell *et al.*, (2001) reportaron la presencia de córvidos como las charas o cuervos en áreas suburbanas y urbanas, sin embargo siempre estuvieron asociadas con una extensión significativa de bosque maduro, probablemente por esta razón sus registros fueron bajos en la matriz urbana. Se ha reportado que las aves omnívoras tienen un efecto potencial en la presión de depredación sobre otras especies, ya que toman de manera oportunista a vertebrados como presas particularmente a huevos y juveniles (Fisher *et al.*, 2011). La mayoría de esas especies son miembros de la familia Corvidae y generalmente responden positivamente a la urbanización (Jokimäki, 1999). Esto podría relacionarse con sus requerimientos, ya que se ha registrado que estos depredadores están acostumbrados a la presencia humana, de la cual no sienten presión por persecución o caza y se benefician de la basura de fuentes antropogénicas que los alimenta en ambientes urbanizados (Jokimäki, 1996), la presencia de cierta estructura arbórea en las áreas verdes permite su distribución (Haskell *et al.*, 2001).

El registro que tuvimos de las aves como depredadores puede ser resultado de la densidad de especies generalistas consideradas potenciales depredadores. En la ciudad habitan la paloma doméstica (*Columba livia*) y el gorrión inglés (*Passer domesticus*), que son clasificados como explotadores urbanos y potenciales depredadores; los córvidos que son depredadores también se

encuentran distribuidos en diferentes zonas de la ciudad de México (Ortega-Álvarez y MacGregor-Fors, 2009). En algunos estudios que han reportado a las aves y en especial a los Córvidos como los principales depredadores de nidos y huevos se ha establecido que el patrón puede deberse a la accesibilidad que tienen a los nidos por el número de individuos de su población (Jokimäki y Huhta, 2000; Fernández- Juricic y Jokimäki, 2001). Marzluff *et al.* (2001) mostró una correlación entre la abundancia de cuervos y la depredación de nidos, sin embargo los cuervos raramente fueron depredadores sin embargo funcionaron como indicadores de la presencia de otro tipo de especies depredadoras.

En un estudio realizado en Alemania por Schaefer (2004) en el que utilizó videocámaras y nidos reales para evaluar la depredación de nidos, el autor encontró que los mamíferos y las aves depredaron los nidos, estos individuos se alimentaban de los huevos y de los volantones. En total registró 11 especies de depredadores, de los cuales los córvidos fueron los responsables de la mayoría de la pérdida de los nidos, seguidos por mamíferos carnívoros cuyo impacto dependió de la accesibilidad que tuvieron a los nidos. Atribuye la alta depredación de los nidos por parte de las Urracas a las altas densidades de sus poblaciones en el sitio, lo cual les daba una alta probabilidad de encontrar a los nidos.

Tenemos registros y posibles signos de depredación del águila cola roja (*Buteo jamaicensis*) como depredadora de nidos en el parque Histórico Coyoacán (Viveros), se conoce que ésta es una especie residente de la Ciudad de México y tiene algunas poblaciones establecidas en el área urbana (Zavala-Ordaz, 2013). No tuvimos evidencia de esta especie en otras áreas verdes urbanas de la ciudad, ya que las rapaces exhiben respuestas altamente variables en sus abundancias, en cambio los depredadores introducidos y las aves omnívoras incrementan su abundancia con la urbanización (Mattson, 2007). Moller (2011) reporta que algunos depredadores naturales pueden ser tolerantes a la urbanización y también pueden tener efectos negativos sobre los nidos, sin embargo generalmente algunas de estas especies declinan con la urbanización. Los cambios en abundancia especie- específica son variables, algunas especies como el águila cola roja (*Buteo jamaicensis*), son comunes en áreas urbanas, aunque sus densidades son más bajas que en los hábitats no urbanos (Stout *et al.*, 1998).

Tenemos registros de huevos depredados por aves pequeñas para algunas áreas verdes (MUC Bosque de Tlalpan, MUC del Histórico Coyoacán-Viveros, Parque Hundido y el Parque Tezozomoc) debido a su registro en la zona y a sus hábitos omnívoros se propuso al gorrión inglés (*Passer*

domesticus) como un potencial depredador de nidos. Se ha registrado en menor medida al gorrión inglés destruyendo nidos o removiendo los huevos de otras aves (Gowaty, 1984). López-Flores *et al.*, (2009) han considerado al gorrión inglés como un potencial depredador, ya que se ha observado en el campo a individuos de esta especie depredando nidos en la ciudad de Morelia.

Respecto a la relación entre el área y la depredación, podría estar asociada con la comunidad de depredadores propia del sitio. Jokimäki (1999) encontró evidencia de que especies depredadoras de nidos estaban acostumbradas a la presencia humana, por lo que su incremento podría resultar en bajo reclutamiento para algunas especies en áreas urbanas. Adicionalmente propuso que el tamaño del área verde podía ser un buen predictor de la riqueza de especies, sin embargo encontró respuestas más individuales en su estudio, ya que algunas especies respondían a una estructura a mayor escala, por las áreas que se encontraba rodeando el parque y también observó que la cooperación de las colonias de aves por su alto número de individuos funcionaba como estrategia para la defensa de los nidos en parques de Finlandia.

Se necesita más información acerca de cómo los cambios en la abundancia de depredadores se traducen en cambios en las tasas de depredación en los nidos de las aves, así de como la urbanización afecta a las poblaciones de depredadores de nidos (Haskell *et al.*, 2001). Debido a que el efecto que tiene la urbanización no es igual en todo el sistema urbano, la heterogeneidad ambiental que existe en una ciudad es un factor sumamente importante (MacGregor-Fors *et al.*, 2011) y podría estar determinando la interacción y respuesta entre las diferentes especies.

8 CONCLUSIONES

- Los modelos experimentales realizados con nidos artificiales son útiles para explorar las relaciones entre la depredación y las características del ambiente, las dinámicas tróficas y la estructura de la comunidad.
- La depredación de nidos es un factor importante que modifica la demografía de las comunidades de aves, esta presión depende de diversas variables dependientes del hábitat y las interacciones con otras especies.
- Es necesario profundizar en los estudios referentes a las especies que conforman la dinámica trófica urbana, además de confirmar que especies actúan como depredadores y bajo qué condiciones lo hacen.
- Investigar cómo se desarrollan las interacciones de las aves con otros vertebrados en entornos urbanos permitirá comprender como interfieren éstos con su reproducción.
- Identificar las características necesarias para la anidación de las aves en entornos urbanos aportará información para realizar un manejo en las áreas verdes.
- Los procesos que ocurren en zonas altamente desarrolladas pueden diferir de aquellos presentes en entornos en desarrollo. Por lo cual conocer los patrones y procesos ecológicos que ocurren a diversas escalas podría ayudar a diseñar estrategias de manejo urbano específicas a las necesidades de cada región del país.
- La investigación al respecto arrojará información que permita entender cómo responden los vertebrados a la urbanización. Ya que como se ha observado en diferentes estudios realizados en zonas urbanas las repuestas pueden ser variadas y contrastar con lo que ocurre en otras zonas geográficas como México.
- De acuerdo con los resultados la cobertura arbórea es una de las variables más significativas en la depredación, por lo que sería recomendable implementar programas de poda respetando la temporada reproductiva de las aves dentro de las áreas verdes urbanas.
- Implementar programas para el control y manejo de depredadores como las ardillas dentro de las áreas verdes urbanas permitirá que las aves tengan disponibles espacios para anidar y al mismo tiempo se evitará el daño que causan a estructuras de la ciudad.

- Mantener un número adecuado de árboles en la zona urbana facilitaría un mayor número de sitios para anidar, sobre todo si estos se encuentran en un continuo y son de mayor tamaño.
- El aprovechamiento adecuado de las áreas verdes con manejo de especies arbóreas o arbustivas que provean alimento, espacio de percha o para anidar podrían facilitar la presencia de interacciones entre diferentes especies, haciendo énfasis en las que son de mayor interés.
- Para estudios futuros se recomienda estudiar a las especies de aves que están anidando en las áreas verdes urbanas de la Ciudad de México así como evaluar cuál es su éxito reproductivo, pues se podrían estar beneficiando especies exóticas o invasoras antes que las nativas.
- Explorar que variables ejercen presión sobre la nidificación y cuál es su interacción con otros vertebrados permitirá evaluar el papel que tienen las especies introducidas sobre las nativas.
- Es importante destacar el efecto de los suplementos antropogénicos sobre la comunidad de vertebrados depredadores de las zonas urbanas.
- Evaluar el efecto de la urbanización sobre otros vertebrados permitirá entender el panorama de lo que ocurre en las zonas urbanas a mayor escala.
- Reconocer que especies se benefician con la urbanización y cuales ven afectadas sus poblaciones por sus requerimientos específicos permitirá realizar acciones para la conservación de las especies con las que compartimos los entornos urbanos.

9 LITERATURA CITADA

- Adams L (1994) *Urban Wildlife Habitats, a Landscape Perspective*. University of Minnesota Press, Minneapolis, USA.
- Allen AP, O'Conner RJ (2000) Hierarchical correlates of bird assemblage structure on northeastern USA lakes. *Environmental Monitoring and Assessment* 62: 15-37.
- Allen CR (2006) Sprawl and the resilience of human and nature: an introduction to the special feature. *Ecology and Society* 11: 36.
- Anderies JM, Katti M, Shochat E (2007) Living in the city: resource availability, predation, and bird population dynamics in urban areas. *Journal of Theoretical Biology* 247: 36–49.
- Arizmendi MC, López-Saut E, Monterrubio-Solís C, Juárez L, Flores-Moreno I, Rodríguez-Flores C (2008) Efecto de la presencia de bebederos artificiales sobre la diversidad y abundancia de los colibríes y el éxito reproductivo de dos especies de plantas en un parque suburbano de la Ciudad de México. *Ornitología Neotropical* 19: 491–500.
- Badyaev AV, Belloni V, Hill GE (2012) House Finch (*Haemorhous mexicanus*) The Birds of North America Online (A. Poole, Ed) Ithaca: Cornell Lab of Ornithology; Retrieved from the Birds of North America Online: <http://bna.birds.cornell.edu.bnaproxy.birds.cornell.edu/bna/species/046>
- Bayne EM, Hobson KA (1999) Do clay eggs attract predator to artificial nest? *Journal Field Ornithology* 70:1-7.
- Beckerman AP, Boots M, Gaston KJ (2007) Urban bird declines and the fear of cats. *Animal Conservation* 10:320-325.
- Beier P, Riley SPD, Sauvajot RM (2010) Mountain lions (*Puma concolor*). En: Gehrt SD, Riley SPD, Cypher BL (Eds.) *Urban Carnivores: Ecology, Conflict, and Conservation*. Johns Hopkins University Press, pp. 141-155.
- Benavides HM (1992) Current situation of the urban forest in México City. *Journal of Arboriculture* 18: 33-36.
- Bierwagen BG (2007) Connectivity in urbanizing landscapes: The importance of habitat configuration, urban area size, and dispersal. *Urban Ecosystem* 10:29-42.
- Blair RB (1996) Land use and Avian Species Diversity Along an Urban Gradient. *Ecological Applications* 6: 506-519.
- Blair RB (2001) Birds and Butterflies along urban gradients in two ecoregions of the United States: is urbanization creating a homogeneous fauna? In: Marzluff JM, Bowman R, Donnelly R (Eds.) *Avian Conservation and Ecology in an Urbanizing World*. Kluwer Academic, Boston, pp. 33-56.

- Blair RB (2004) The effects of Urban Sprawl on Birds at Multiple Levels of Biological Organization. *Ecology and Society* 9: 2.
- Borgmann KL, Rodewald AD (2004) Nest predation in an urbanizing Landscape: The role of exotic shrubs. *Ecological Applications* 14: 1757- 1765.
- Buler JJ, Hamilton RB (2000) Predation of Natural and artificial nests in a southern Pine forest. *Auk* 117: 739-747.
- Burnham K, Anderson D (2002) Model selection and multimodal inference: A practical information-theoretic approach Springer. EEUU, pp. 488.
- Carbó-Ramírez P, Zuria I (2011) The value of small urban green spaces for birds in a Mexican city. *Landscape and Urban Planning*. 100: 213-222.
- Chace J, Walsh J (2006) Urban effects on native avifauna: A review. *Landscape and Urban Planning* 74: 46-69.
- Charre GM, Zavala- Hurtado A J, Néve G, Ponce- Mendoza A, Corcuera P (2013) Relationship between habitat traits and bird diversity and composition in selected urban Green areas of Mexico city. *Ornitología Neotropical* 24: 279-297.
- Clergeau P, Croci S, Jokimäki J, Kaisanlahti-Jokimäki ML, Dinetti M (2006) Avifauna homogenization by urbanization: analysis at different European latitudes. *Biological Conservation* 127: 336-344.
- Clergeau P, Savard JL, Mennechez G, Falardeau G (1998) Bird abundance and diversity along an urban-rural gradient: a comparative study between two cities on different continents. *Condor* 100: 413-425.
- Clergeau PJ, Jokimäki J, Savard JL (2001) Are urban bird communities influenced by the bird diversity of adjacent landscapes? *Journal applied Ecology*. 38: 1122-1134.
- Crooks KR, Soulé ME (1999) Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. *Nature*. 400: 563-566.
- Crooks KR, Suarez AV, Bolger DT (2004) Avian assemblages along a gradient of urbanization in a highly fragmented landscape. *Biological Conservation* 115: 451-462.
- De'Ath, G., Fabricius K.E (2000) Classification and regression trees: a powerful yet simple technique for ecological data analysis. *Ecology* 81:3178-3192.
- DeGraff RM, Maier TJ, Fuller TK (1999) Predation of small eggs in artificial nest: effects of nest position, edge, and potential predator abundance in extensive Forest. *Wilson Bulletin* 111: 236-242.

- Development Core Team R (2015) R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for statistical Computing Vienna, Austria. Available at: <http://www.r-project.org/>
- Donovan TM, Jones PW, Annand EM, Thompson III FR (1997) Variation in local-scale edge effects: Mechanisms and Landscape Context. *Ecological Society of America* 78: 2064-2075.
- Estes JA, Terborgh J, Brashares JS, Power ME, Berger J, Bond WJ, Carpenter SR, Essington TE, Holt RD, Jackson JBC, Marquis RJ, Oksanen L, Oksanen T, Paine RT, Pickett EK, Ripple WJ, Sandin SA, Scheffer M, Schoener TW, Shurin JB, Sinclair ARE, Soulé ME, Virtanen R, Wardle DA, (2011) Trophic downgrading of Planet Earth. *Science* 333: 301-306.
- Fernández-Juricic E (2000) Local and regional effects of human disturbance on forest birds in a fragmented landscape. *Condor* 102:247-255.
- Fernández-Juricic E (2002) Can human disturbance promote nestedness? A case study with breeding birds in urban habitat fragments. *Oecología*. 131: 269-278.
- Fernández-Juricic E, Jimenez MD, Lucas E (2001) Bird tolerance to human disturbance in urban parks of Madrid (Spain): Management implications. En: Marzluff JM, Bowman R, Donnelly R (Eds.) *Avian Conservation and Ecology in an Urbanizing World*. Kluwer Academic, Boston, MA, pp. 259-273.
- Fernández-Juricic E, Jokkimäki J (2001) A habitat island approach to conserving birds in urban landscapes: case studies from southern and northern Europe. *Biodiversity and Conservation* 10: 2023-2043.
- Fisher JD, Cleeton SH, Lyons TP, Miller JR (2012) Urbanization and the Predation Paradox: The role of Trophic Dynamics in Structuring Vertebrate Communities. *BioScience* 62: 809-818.
- Garza G (2010) La Transformación Urbana de México, 1970-2020. En: Garza G, Schteingart M (Eds.) *Los Grandes problemas de México: Desarrollo Urbano y Regional*, El Colegio de México, D.F. pp. 31-86.
- Garza G. (2007) La urbanización metropolitana en México: Normatividad y características socioeconómicas. *Papeles de población* 52:78-108.
- Geo-news.net (2015) Available http://www.geo-news.net/index_geof.html. Accessed 19 October 2014.
- Gering JC, Blair RB (1999) Predation on artificial bird nest along n urban gradient: Predatory risk or relaxation in urban environments? *Ecography* 22:532-541.
- González- Oreja JA, Bonache- Regidor C, De la Fuente- Díaz Ordaz AA, Hernández- Santín L (2007) Caracterización ecológica de la avifauna de los parques urbanos de la Ciudad de Puebla (México). *Ardeola* 54: 53-67.

- Gowaty PA (1984) House sparrows kill Eastern Bluebirds. *Journal Field Ornithology*. 55: 378-380.
- Grimm NB, Faeth SH, Golubiewski NE, Redman CL, Wu J, Bai X, Briggs JM (2008) Global change and the ecology of cities. *Science* 319: 756-760.
- Grimm NB, Grove JM, Pickett ST, Redman CL (2000) Integrated approaches to long-term studies of urban ecological systems. *BioScience* 7: 571-584.
- Hadidian J, Manski DA, Riley S (1991) Daytime resting site selection in an urban raccoon populations. In; Adams LW, Leedy D.L. (Eds.) *Wildlife Conservation in Metropolitan Environments*. National Institute for Urban Wildlife, Columbia, MD, pp. 39-45
- Hanski IK, Fenske TJ, Niemi GJ (1996) Lack of edge effects in nesting success of breeding birds in managed forest landscapes. *Auk* 113: 578-585.
- Haskell D, Knupp AM, Sneider MC (2001) Nest Predator abundance and urbanization. In: Marzluff JM, Bowman R, Donnelly R (eds). *Avian Ecology and Conservation in a Urbanizing World*. Boston, Kluwer Academic, pp. 245-260.
- Haskell DG (1995) Forest Fragmentation and nest-predation: Are experiments with Japanese Quail eggs misleading? *Auk* 112: 767-770.
- Hull JR (2003) Can urban greenways provide high quality avian Habitat? M. S. North Carolina State University Raleigh, N. C.
- Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática, INEGI (2010) Cuaderno estadístico de la Zona Metropolitana del Valle de México. <http://www.inegi.org.mx>. Accessed 19 October 2014
- Iossa G, Soulsbury CD, Baker PJ, Harris S (2010) A taxonomic analysis of urban carnivore ecology. In Gehrt SD, Riley SPD, Cypher BL (Eds.) *Urban Carnivores: Ecology, Conflict, and Conservation*. Johns Hopkins University Press pp. 173-184.
- Jokimäki (1996) Patterns of bird communities in urban environments. PhD, Thesis, University of Lapland, Arctic Centre Reports 16, Finland.
- Jokimäki J (1999) Occurrence of breeding bird species in urban parks: effects of park structure and broad-scale variables. *Urban Ecosystems* 3:21-34.
- Jokimäki J, Huhta E (2000) Artificial nest predation and abundance of birds along an urban gradient. *The Condor* 102: 838-847.
- Jokimäki J, Kaisanlahti-Jokimäki ML, Sorace A, Fernández-Juricic E, Rodríguez-Prieto I, Jimenez M (2005) Evaluation of the "Safe nesting zone" hypothesis across an urban gradient: A multi-scale study. *Ecography* 28:59-70.

- Jokimäki J, Suhonen J (1993) Effects of urbanization on the breeding bird species richness in Finland: a biogeographical comparison. *Ornis Fennica* 70: 71-77.
- Jokimäki J, Suhonen J (1998) Distribution and habitat selection of wintering birds in urban environments. *Landscape and Urban Planning* 39: 253-263.
- Konijnendijk C, Annerstedt M, Nielsen AB, Maaruthaveeran S (2012) Benefits of urban parks. *IFPRA world* 6:10-12.
- Kristan WB, Lyman AJ, Price MV, Rotenberry JT (2003) Alternative causes of edge- abundance relationships in birds and small mammals of California coastal sage scrub. *Ecography* 26: 29-44.
- López-Flores V, MacGregor-Fors I, Schondube J (2009) Artificial nest predation along a Neotropical urban gradient. *Landscape and Urban Planning* 92:90-95.
- Loyd KAT, Hernandez SM (2012) Public perceptions of domestic cats and preferences for feral cat management in the southeastern United States. *Anthrozoos* 25: 337-351.
- Lukaszkiwicz J, Kosmala M (2008) Determining the age of streetside trees with diameter at breast height-based multifactorial model. *Arboriculture and Urban Forestry* 34 (3): 137-143.
- MacGregor- Fors I (2008) Relation between habitat attributes and bird richness in a western Mexico suburb. *Landscape Urban Planning* 84:92-98.
- MacGregor- Fors I, Ortega-Alvarez R (Eds.) (2013) *Ecología Urbana: Experiencias en América Latina*. Disponible en línea: www1.inecol.edu.mx/libro_ecologia_urbana
- MacGregor-Fors I (2010) *Efectos de la Urbanización sobre Comunidades e Aves Neotropicales*. Tesis de doctorado, Universidad Nacional Autónoma de México, Morelia, México.
- MacGregor-Fors I, Morales- Pérez L, Schondube J (2011) Does size really matter? Species-area relationships in human settlements. *Diversity and Distributions* 17: 112-121.
- MacGregor-Fors I, Morales.Pérez L. Schondube JE (2010b) Migrating to the city: Responses of neotropical migrant bird communities to urbanization. *The Condor* 112: 711-717.
- MacGregor-Fors I, Morales-Pérez L, Quesada J, Schondube JE (2010a) Relationship between the presence of House Sparrows (*Passer domesticus*) and Neotropical bird community structure and diversity. *Biological Invasions* 12: 87-96.
- MacGregor-Fors I, Ortega-Álvarez R (2011) Fading from the forest: Shifts in urban park bird Communities in relation to their site-specific and landscape traits. *Urban Forestry and Urban Greening* 10: 239–246.
- MacGregor-Fors I, Schondube JE (2011) Gray vs. green urbanization: Relative importance of urban features for urban bird communities. *Basic and Applied Ecology* 12: 372-381.
- Major RE, Kendal CE (1996) The contribution of Artificial Nest Experiments to understanding Avian Reproductive Success: A review of Methods and conclusions. *Ibis* 138:298-397.

- Martin TE (1992) Breeding productivity considerations: what are the appropriate habitat features for management? In: Hagan III J. M., D.W. Johnston (eds). *Ecology and Conservation of neotropical migrant land birds*. Smithsonian Institution Press, Washington, D. C. USA, pp. 455-473.
- Martin TE (1998) On the advantage of being different: nest predation and the coexistence of bird species. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 85: 2196-2199.
- Marzluff JM (2001) Worldwide urbanization and its effects on birds. In: Marzluff JM, Bowman R, Donnelly R (eds) *Avian ecology and conservation in an urbanizing World*. Boston, Kluwer Academic Publishers, pp. 19-47.
- Marzluff JM, Bowman R, Donnelly R, (2001) A historical perspective on urban bird research: Trends, terms, and approaches. In: Marzluff J M, Bowman R, Donnelly R (eds.) *Avian ecology and conservation in a urbanizing world*. Boston, Kluwer Academic Publishers, pp. 1-17.
- Matessi G, Bogliani G (1999) Effects of nest features and surrounding landscape on predation rates of artificial nests. *British Trust for Ornithology* 46: 184-194.
- Mattson DJ (2007) *Mountain Lions of the Flagstaff Uplands 2003-2006 Progress Report*. US Geological Survey. Report no. 2007-1062.
- McDonnell M, Hahs A, Breuste J (2009) Scope of the book and need for developing a comparative approach to the ecological study of cities and towns. En: McDonnell M, Hahs A, Breuste J (Eds.) *Ecology of cities and towns: A comparative approaching*. EEUU: Cambridge University Press, pp. 1-6.
- McKinney ML (2002) Urbanization, Biodiversity, and Conservation. *Bioscience* 52: 883-890.
- McKinney ML (2006) Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation* 127: 247-260.
- Miller JR, Fraterrigo JM, Hobbs NT, Theobald DN, Wiens JA (2001) Urbanization, avian communities, and landscape ecology, In: Marzluff JM, Bowman R, Donnelly R (Eds.) *Avian Conservation and Ecology in a Urbanizing World*, Kluwer Academic, Boston, MA, pp. 117-137.
- Mills LS (2007) *Conservation of Wildlife Populations: Demography, Genetics, and Management*. Blackwell.
- Moller AP (2011) Song post height in relation to predator diversity and urbanization. *Ethology* 117: 529-538.
- Moore RP, Robinson WD (2004) Artificial Bird Nests, External validity and Bias in ecological field studies. *Ecology* 85:1562-1567.

- Mora-Ascencio P, Mendoza-Durán Á, Chávez C (2010) Densidad poblacional y daños ocasionados por la ardilla *Sciurus aureogaster*: implicaciones para la conservación de los viveros de Coyoacán, México. *Revista Mexicana de Mastozoología* 14: 7-22
- Muñoz AM, McCleery RA, Lopez RR, Silvy NJ (2008) Nesting ecology of mourning doves in an urban landscape. *Urban Ecosystems* 11: 257-267.
- Munyenembe F, Harris J, Hone J (1989) Determinants of Birds Populations in an Urban Area. *Australian Journal of Ecology*. 14: 549- 557.
- Naciones Unidas (2008) World urbanization prospects: Fecha de revisión 2007. Naciones unidas. <http://www.un.org>.
- Newton I (1998) Population limitations in birds. Academic Press. San Diego, USA. Pp.597.
- Nocedal J (1987) Las Comunidades de pájaros y su relación con la urbanización en la Ciudad de México. En: Aportes a la Ecología Urbana de la Ciudad de México (Rapoport EH, López-Moreno IR, Eds.) Editorial Limusa, México, D.F., pp. 73-93.
- Ortega-Álvarez R (2008) Efectos del tipo de uso de suelo urbano sobre la diversidad, estructura y composición de las comunidades de aves del sureste de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México. Tesis de Licenciatura, Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Ciencias, México, D.F.
- Ortega-Álvarez R, MacGregor-Fors I (2009) Living in the big city: Effects of urban land-use on bird community structure, diversity, and composition. *Landscape and Urban Planning* 90:189-195.
- Ortega-Álvarez R, MacGregor-Fors I (2010) What matters most? Relative effect of urban habitat traits and hazards on urban park birds. *Ornitología Neotropical* 21: 519-533.
- Palomino D, Carrascal LM (2007) Threshold distance to nearby cities and roads influence the bird community of a mosaic landscape. *Biological Conservation*. 140: 100-109.
- Peterson AT, Navarro AG (2006) Hundred-year changes in the avifauna or the valley of Mexico City, Distrito Federal, México. *Huitzil* 7:4-14.
- Pisanty I, Mazari M, Ezcurra E (2009) El reto de la Conservación de la Biodiversidad en Zonas Urbanas y Periurbanas. En: *Capital Natural de México, Vol. II: Estado de Conservación y Tendencias de Cambio*. CONABIO, México, pp. 719-759.
- Polis GA, Strong DR (1996) Food web complexity and community dynamics. *American Naturalist* 147: 813-846.
- Prugh LR, Stoner CJ, Epps CW, Bean WT, Ripple WJ, Laliberte AS, Brashares JS (2009) The rise of mesopredator. *BioScience* 59: 779-791.
- Rivera-López A (2013) Depredación de nidos artificiales en áreas con distintos grados de urbanización en la ciudad de Xalapa, Veracruz. Facultad de Biología, Universidad Veracruzana, Xalapa, Bsc Thesis

- Rodewald AD, Kearns LJ, Shustack DP (2011) Anthropogenic resource subsidies decouple predator-prey relationships. *Ecological Applications* 21:936-943.
- Roemer GW, Gompper ME, Valkenburgh BV (2009) The ecological role of the mammalian mesocarnivore. *BioScience* 59: 165-173.
- Rosefield RN, Bielefeldt J, Affeldt JL, Beckman DJ. 1995. Nesting density, nest area reoccupancy, and monitoring implications for Cooper's hawks in Wisconsin. *Journal of Raptor Research* 29: 1-4.
- Sánchez CL, Beltrán E, Sierra A, Garduño R, Yañez O (1979) La reforestación en el Distrito Federal. Fin de la primera etapa. Instituto Mexicano de Recursos Naturales Renovables, A.C. México D.F., México.
- Sasvari L, Csorgo T, Hahn I (1995) Bird nest predation and breeding density in primordial and man-made habitats. *Folia Zoologica* 44:305-314.
- Schaefer T (2004) Video monitoring of shrub-nests reveals nest predators. *Bird study* 51: 170-177.
- Schiller A, Horn SP (1997) Wildlife conservation in urban greenways of the mid-southeastern United States. *Urban Ecosystems* 1:103-116.
- Schmidt KA (2003) Nest predation and population declines in Illinois songbirds: a case for mesopredator effects. *Conservation Biology*. 17:1141-1150.
- Sedlacek O, Fuchs R, Exnerova A (2004) Redstart *Phoebastria phoenicurus* and black redstart *P. ochruros* in a mosaic urban environment: neighbors or rivals? *Journal of Avian Biology* 35:336-343.
- Shochat E (2004) Credit or debit? Resource input changes population dynamics of city-slicker birds. *Oikos* 106: 622-626.
- Shochat E, Lerman SB, Anderies JM, Warren PS, Faeth SH, Nilon CH (2010) Invasion, competition and biodiversity loss in urban ecosystems. *BioScience* 60: 199-208.
- Shochat E, Warren PS, Faeth SH, McIntyre, NE, Hope D (2006) From patterns to emerging processes in mechanistic urban ecology. *Trends in Ecology and Evolution* 21: 186-191.
- Sims V, Evans KL, Newson SE, Tratalos JA, Gaston KJ (2008) Avian assemblage structure and domestic cat densities in urban environments. *Biodiversity Research* 14:387-399.
- Sinclair KE, Hess GR, Moorman CE, Mason JH (2005) Mammalian nest predators respond to greenway width landscape context and habitat structure. *Landscape and Urban Planning* 71:277-293.
- Sorace A (2002) High density of bird and pest species in urban habitats and the role of predator abundance. *Ornis Fennica*. 79: 60-71.

- Stevens DK, Anderson GQA, Grice PV, Norris K (2007) Breeding success of spotted flycatchers *Muscicapa striata* in southern England: is woodland a good habitat for this species? *Ibis* 149: 214-223.
- Stout WE, Anderson RK, Papp JM (1998) Urban, suburban, and rural red-tailed hawk nesting habitat and populations in southeast Wisconsin. *Journal of Raptor Research* 32: 221-228.
- Suárez- Rodríguez M, López- Rull I, Macías García C (2013) Incorporation of cigarette butts into nest reduces nest ectoparasite load in urban birds: new ingredients for an old recipe? *Biology Letters* 9: 20120931.
- Suhonen J, Jokimäki J (1988) A biogeographical comparison of the breeding bird species Assemblages twenty Finnish urban parks. *Ornis Fennica* 65: 76-83.
- Thorington KK, Bowman R (2003) Predation rate on artificial nests increases with human housing density in suburban habitats. *Ecography* 26:188-196.
- Tomialojc (1978) The influence of predators on breeding Woodpigeons in London Parks. *Bird Study* 25:2-10.
- Tomialojc L (1982) Synurbanization of birds and the prey-predator relations. En: Luniak M, Pisarski B (Eds.) *Animals in Urban Environment. Proceedings of the Symposium on the Occasion of 60th Anniversary of the Institute Zoology of the Polish Academy of Sciences.* Polish Academy of Sciences, pp. 131-139.
- Valcarcel A, Fernández-Juricic E (2009) Antipredator strategies of house finches: Are urban habitats safe spots from predators even when humans are around? *Behavioral Ecology and Sociobiology* 63: 673-685.
- Varona- Graniel DE (2001) *Avifauna de áreas verdes urbanas del norte de la Ciudad de México.* Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F., México.
- Viklund A (2015) Free Map Tools. <http://www.freemaptools.com/radius-around-point.htm>. Accessed 19 October 2014.
- White G, Burnham K (1999) Program MARK: Survival estimation from population of marked animals. *Birds Study* 46:120-139.
- Winter M, Johnson DH, Shaffer JA, Donovan TM, Svedarsky WD (2006) Patch size and landscape effects on density and nesting success of grassland birds. *Journal wildlife management* 70: 158-172.
- Zanette L (2002) What do artificial nests tell us about nest predation? *Biological Conservation* 103:323-329.

Zavala- Ordaz VL (2013) Caracterización del hábitat de anidación de *Myopsitta monachus* y su interacción en la comunidad de aves en localidades del valle de México. Tesis de licenciatura. Facultad de Estudios Superiores Iztacala pp. 48

Zuria I, Rendón- Hernández (2010) Notes on the breeding biology of common resident birds in an urbanized area of Hidalgo, México. Huitzil 11: 35-41.

10.TABLAS

Tabla 1. Coordenadas de localización y tamaño de los parques urbanos utilizados en este estudio

Parques	Coordenadas	Extensión
Bosque de Tlalpan	(19°17'33.37"N, 99°12'2.52"O)	254 ha
Parque Francisco Villa	(19°22'18.48"N, 99° 9'23.81"O)	8.4 ha
Parque ecológico Huayamilpas	(19°19'21.71"N, 99° 8'58.70"O)	16.3 ha
El Histórico Coyoacán	(19°21'16.03"N, 99°10'15.16"O),	39 ha
Zona de amortiguamiento A3 la Cantera Oriente de Ciudad Universitaria	(19°19'7.63"N, 99°10'22.87"O)	7.5 Ha
Parque Xicotécatl	(19°21'21.75"N, 99° 9'3.21"O),	3.5 Ha
Parque Luis G. Urbina o Hundido	(19°22'43.12"N, 99°10'48.00"O),	8.5 Ha
Parque Tezozomoc	(19°29'56.95"N, 99°12'36.39"O)	29.7 Ha

Tabla 2. Localización de los sitios de matriz urbana circundante a los parques utilizados

Senderos peatonales verdes	Coordenadas
SPV Bosque de Tlalpan	(19°17'40.47"N, 99°10'4.21"O)
SPV Parque Francisco Villa	(19°22'45.69"N, 99° 9'10.11"O)
SPV Parque ecológico Huayamilpas	(19°19'2.61"N, 99° 8'31.62"O)
SPV El Histórico Coyoacán	(19°20'33.75"N, 99°10'23.83"O)
SPV Zona de amortiguamiento A3 la Cantera Oriente de Ciudad Universitaria	(19°19'4.05"N, 99° 9'48.32"O)
SPV Parque Xicoténcatl	(19°21'47.61"N, 99° 8'55.33"O)
SPV Parque Hundido	(19°22'27.13"N, 99°11'11.66"O),
SPV Parque Tezozomoc	(19°29'26.35"N, 99°12'43.30"O).

Tabla 3. Porcentaje de depredación de nidos en las áreas verdes urbanas

	Porcentaje de Nidos depredados	Porcentaje de nidos exitosos	Numero de nidos depredados	Numero de nidos exitosos	Número de nidos fallidos	Número de nidos totales
Bosque de Tlalpan	57.1428571	42.8571429	8	6	1	15
MUC BT	40	60	6	9	0	15
Parque Francisco Villa (Venados)	60	40	3	2	0	5
MUC Francisco Villa	25	75	1	3	1	5
Parque E. Huayamilpas	87.5	12.5	7	1	0	8
MUC Huayamilpas	37.5	62.5	3	5	0	8
El Histórico Coyocán (Viveros)	46.1538462	53.8461538	6	7	0	13
MUC H. Coyocán	30.7692308	69.2307692	4	9	0	13
Cantera Oriente	66.6666667	33.3333333	2	1	0	3
MUC Cantera Oriente	0	100	0	3	0	3
Parque Xicoténcatl	66.6666667	33.3333333	2	1	0	3
MUC Xicoténcatl	0	100	0	3	0	3
Parque Luis G. Urbina (Hundido)	100	0	3	0	0	3
MUC Hundido	66.6666667	33.3333333	2	1	0	3
Parque Tezozomoc	46.6666667	53.3333333	7	8	0	15
MUC Tezozomoc	13.3333333	86.6666667	2	13	0	15

Tabla 4. Resultados de las interacciones entre las variables analizadas con el programa MARK

Modelo	AICc	Δ AIC	AICc Weight	Model Likelihood	No. de parámetros	Devianza
{DAP*VERD*VERDKM}	343.4094	0.0000	0.44875	1.0000	8	327.1113
{DAP*VERD}	345.1059	1.6965	0.19214	0.4282	7	330.8745
{DAP*VERD*VERDBUF*VERDKM}	345.1223	1.7129	0.19057	0.4247	9	326.7489
{DAP*VERD*VERDBUF}	346.6124	3.2030	0.09047	0.2016	8	330.3143
{VERD*VERDKM}	348.5320	5.1226	0.03465	0.0772	7	334.3006
{VERD}	349.8869	6.4775	0.01760	0.0392	6	337.7137
{ VERD *VERDBUF*VERDKM}	350.2069	6.7975	0.01500	0.0334	8	333.9088
{VERD*VERDBUF}	351.5431	8.1337	0.00769	0.0171	7	337.3117
{DAP}	354.8659	11.4565	0.00146	0.0033	6	342.6928
{ DAP*VERDKM}	356.7062	13.2968	0.00058	0.0013	7	342.4748
{{DAP*VERDBUF}	356.8419	13.4325	0.00054	0.0012	7	342.6105
{DAP*VERDBUF*VERDKM}	358.7728	15.3634	0.00021	0.0005	8	342.747
{TIME}	359.0169	15.6075	0.00018	0.0004	5	348.8935
{ VERDKM}	360.8479	17.4385	0.00007	0.0002	6	348.6747
{ VERDBUF}	360.9715	17.5621	0.00007	0.0002	6	348.7983
{VERDBUF*VERDKM}	362.9052	19.4958	0.00003	0.0001	7	348.6738

11. ANEXOS


















Anexo 1. Especies de árboles en las que fueron ubicados los nidos

Especie de árbol	Clave de la especie	Número de nidos colocados en esta especie
Ahuehuete (<i>Taxodium mucronatum</i>)	Tamu	1
Álamo americano (<i>Populus deltoides</i>)	Pode	2
Álamo negro (<i>Populus nigra</i>)	Poni	1
Capulín (<i>Prunus salicifolia</i>)	Prusa	1
Cedro blanco (<i>Cupressus sp.</i>)	Cusp	16
Cheflera (<i>Schefflera actinophylla</i>)	Scac	1
Colorín (<i>Erythrina americana</i>)	Eram	6
Durazno (<i>Prunus persica</i>)	Prpe	1
Encino (<i>Quercus sp.</i>)	Qusp	2
Eucalipto (<i>Eucalyptus globulus</i>)	Eugl	11
Ficus (<i>Ficus benjamina</i>)	Fibe	9
Fresno (<i>Fraxinus uhdei</i>)	Fruh	20
Guayaba (<i>Psidium guajava</i>)	Psgu	1
Jacaranda (<i>Jacaranda mimosifolia</i>)	Jami	1
Laurel de la india (<i>Ficus retusa</i>)	Fire	8
Limón (<i>Citrus aurantifolia</i>)	Ciau	2
Liquidámbar (<i>Liquidambar styraciflua</i>)	List	2
Madroño (<i>Arbutus xalapensis</i>)	Arxa	1
Morfoespecie 1	Mo1	1
Morfoespecie 2	Mo2	1
Morfoespecie 3	Mo3	2
Níspero (<i>Eriobotrya japonica</i>)	Erja	2
Olmo (<i>Ulmus sp.</i>)	Ulsp	2
Pino (<i>Pinus sp.</i>)	Pisp	5
Pirul (<i>Schinus molle</i>)	Scmo	5
Tejocote (<i>Crataegus mexicana</i>)	Crme	1
Tepozán (<i>Buddleia cordata</i>)	Buco	4
Toronja (<i>Citrus paradisi</i>)	Cipa	2
Trueno (<i>Ligustrum lucidum</i>)	Lilu	19

ANEXO 2. Calendario de revisión de parques (N= fecha de colocación de nidos, X= día de revisión de nidos, F= Último día de revisión de nidos)

Parque	# de nidos	Junio													Julio																									
		Ma 24	Mi 25	Ju 26	Vi 27	Sa 28	Do 29	Lu 30	Ma 1	Mi 2	Ju 3	Vi 4	Sa 5	Do 6	Lu 7	Ma 8	Mi 9	Ju 10	Vi 11	Sa 12	Do 13	Lu 14	Ma 15	Mi 16	Ju 17	Vie 18	Sa 19	Do 20	Lu 21	Ma 22	Mi 23	Ju 24	Vi 25	Sa 26	Do 27	Lu 28	Ma 29	Mi 30	Ju 31	
Bosque de Talpan	15	N			X		X			X			X						F																					
Control Bosque de Talpan	15	N			X		X			X			X						F																					
Parque de los venados	5			N			X			X			X			X			F																					
Control parque de los venados	5			N			X			X			X			X			F																					
Parque Ecológico Huayamilpas	8						N			X			X			X			F																					
Control parque Ecológico Huayamilpas	8						N			X			X			X			F																					
Cantera Oriente	3						N			X			X			X			F																					
Control Cantera Oriente	3						N			X			X			X			F																					
Parque Xicotencatl	3								N			X			X			X				X																		
Control parque Xicotencatl	3								N			X			X			X				X																		
Parque hundido	3								N			X			X			X				X																		
Control Parque Hundido	3								N			X			X			X				X																		
Viveros de Coyoacán	13												N			X			X			X																		
Control Viveros de Coyoacán	13												N			X			X			X																		
Parque Tezozomoc	15																		N			X																		F
Control Parque Tezozomoc	15																		N			X																		F

Anexo 3. Especies de aves registradas anidando en las áreas verdes urbanas

Área verde urbana	Especies observadas anidando durante el estudio	Imagen de la especie o el nido detectado				
Bosque de Tlalpan	<i>Picoides scalaris</i> <i>Haemorhous mexicanus</i>			El Histórico Coyoacán (Viveros)	<i>Turdus migratorius</i> <i>Haemorhous mexicanus</i>	
MUC BT	<i>Passer domesticus</i> <i>Haemorhous mexicanus</i>			MUC H. Coyoacán	<i>Haemorhous mexicanus</i> <i>Passer domesticus</i>	
Parque Francisco Villa (Venados)	<i>Passer domesticus</i>			Cantera Oriente	<i>Amazilia beryllina</i>	
MUC Francisco Villa	<i>Passer domesticus</i> <i>Haemorhous mexicanus</i>	 		MUC Cantera Oriente	<i>Passer domesticus</i>	
Parque E. Huayamilpas	<i>Columba livia</i> <i>Quiscalus mexicanus</i>	 		Parque Xicoténcatl	<i>Passer domesticus</i> <i>Columbina inca</i> <i>Columba livia</i>	
MUC Huayamilpas	<i>Turdus migratorius?</i>			MUC Xicoténcatl	<i>Passer domesticus</i>	
MUC Tezozomoc	<i>Myiopsitta monachus</i> <i>Quiscalus mexicanus</i> <i>Passer domesticus</i>	   		Parque Luis G. Urbina (Hundido)	<i>Passer domesticus</i> <i>Turdus migratorius</i>	
				Parque Tezozomoc	<i>Quiscalus mexicanus</i> <i>Myiopsitta monachus</i>	