



BENEMÉRITA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE PUEBLA

FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS

Depredación de nidos artificiales de aves en el Santuario de
Bosque de Niebla en Xalapa-Enríquez, Veracruz

Tesis que para obtener el título de
LICENCIADO EN BIOLOGÍA

PRESENTA

Ernesto Eder Ramírez Castelán

DIRECTOR: M. en C. Juan Fernando Escobar Ibáñez

Enero de 2018



AGRADECIMIENTOS

Primero que todo me gustaría agradecer sinceramente a mi asesor de Tesis, el M. en C. Juan Fernando Escobar Ibáñez, por su esfuerzo, dedicación y motivación para con este trabajo. Sus conocimientos, así como su forma de trabajar han ayudado a dar forma a todo esto.

De igual manera quiero agradecer al M. en C. Alvar González Christen y al Dr. Christian Alejandro Delfín Alfonso por permitirme consultar la Colección de Mamíferos del Instituto de Investigaciones Biológicas de la Universidad Veracruzana (IIB, UV), con clave: VER.-MAM-191-10-06, lo cual fue indispensable para realizar la identificación de los depredadores por medio de la colección de cráneos.

Así mismo, agradezco ampliamente al Instituto de Ecología, A.C., en particular al Dr. Ian MacGregor Fors y todos sus estudiantes por permitirme trabajar dentro de las instalaciones y fortalecer las bases de este proyecto.

Por último y no menos importante, quiero agradecer a la Facultad de Ciencias Biológicas de la Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, mi alma máter, así como a cada uno de los docentes por brindarme ese conocimiento invaluable que me ha ayudado a tomar este hermoso camino.

DEDICATORIA

En una ciencia que estudia la vida misma no podría dedicar únicamente esta culminación de tantos años a una pequeña parte de todo lo que he vivido, por lo tanto este trabajo lo dedico a eso que muchos llaman Jehová, Visnú, Allah o Dios; quiero dedicar este proyecto a esa causalidad natural que me ha llevado a experimentar tanto durante tantos años, a amar lo que soy y a plantearme tanto a futuro.

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN	1
1.1 Impacto de la urbanización en la avifauna	2
1.2 Depredación de nidos	5
2. JUSTIFICACIÓN	9
3. OBJETIVOS	10
3.1 Objetivo general	10
3.2 Objetivos particulares.....	10
4. HIPÓTESIS	11
4.1 Predicciones.....	11
5. MÉTODOS	11
5.1 Área de estudio	11
5.2 Nidos artificiales	13
5.3 Análisis estadísticos.....	15
6. RESULTADOS	16
7. DISCUSIÓN	22
8. CONCLUSIONES GENERALES.....	26
9. RECOMENDACIONES	27
10. BIBLIOGRAFÍA	29
11. ANEXOS	40
11.1 Anexo 1	40
11.2 Anexo 2.....	42

RESUMEN

La urbanización representa una de las principales amenazas para la biodiversidad a nivel mundial, ya que genera numerosas modificaciones en el ambiente donde se desarrolla, contribuyendo así al cambio global. Ante el inminente crecimiento poblacional y la expansión de las ciudades, es indispensable evaluar los patrones y los procesos biológicos que allí ocurren. A pesar de que las aves han sido uno de los grupos más utilizados para evaluar el impacto de las zonas urbanas en la biodiversidad, los estudios para comprender la influencia de la zona peri-urbana en la comunidad de aves de la zona intra-urbana son limitados. Por otro lado, la depredación de nidos es uno de los principales procesos que moldean a las comunidades de aves, pero existen numerosos factores que pueden influir en las tasas de depredación en una zona determinada. Por lo anterior, este trabajo se enfocó en analizar el índice de depredación de nidos artificiales en un área peri-urbana, y su relación con las variables de altura, agregación, y distancia a los caminos. Los resultados obtenidos sugieren que los nidos con menor probabilidad de supervivencia son aquellos que se encuentran en altura y agregaciones intermedias (i.e., 1.5m de altura y agregaciones de 2, 3 y 4 nidos). Contrario a lo esperado, al analizar la supervivencia con respecto a la distancia a los caminos, los resultados indican que la menor probabilidad de supervivencia la tienen los nidos que se encuentran a una distancia mayor de 1,012cm. Los resultados de este estudio difieren de los reportados previamente, lo que sugiere que el proceso de depredación de nidos en las áreas periféricas de Xalapa, específicamente en el Santuario de Bosque de Niebla, es muy complejo. A pesar de que los resultados podrían estar ampliamente influenciados por los hábitos de forrajeo del depredador principal (i.e., *Didelphis* spp.), se requieren más estudios que ayuden a comprender el proceso de depredación en los sitios de las regiones tropicales hacia donde las ciudades se están expandiendo.

1. INTRODUCCIÓN

La urbanización es el resultado de una serie de modificaciones que el ser humano ha hecho a su forma de vida, originalmente sedentaria (Antrop, 2000). En la actualidad, la mayoría de las actividades socioeconómicas y políticas se concentran en las ciudades, lo que representa diferentes beneficios para las personas que ahí habitan (e.g., mayor acceso a diferentes servicios; ONU, 2014). Sin embargo, esto ha derivado en una importante migración poblacional de áreas no-urbanas a las ciudades, lo que provocó que en el año 2007 pasáramos de ser una población mayormente no-urbana, a una predominantemente urbana. Asimismo, se prevé que esta tendencia continúe y que para el año 2050 dos tercios de la población viva en zonas urbanas (ONU, 2014), provocando una irremediable expansión de las ciudades.

El crecimiento de las ciudades es preocupante por todas las modificaciones que representa, ya que, por ejemplo, se elimina la vegetación nativa, se rellenan y se desvían cuerpos de agua, se aplana el suelo, provocando cambios intensivos y de largo plazo en el ambiente (McDonnell y Pickett, 1990; Antrop, 2000; Eldredge y Horinstein, 2014). Asimismo, la urbanización contribuye de manera importante a cinco factores del cambio global: cambio de uso de suelo, cambio en los ciclos biogeoquímicos, cambio climático, invasiones biológicas y pérdida de la biodiversidad (Grimm et al., 2008). De hecho, la urbanización es la segunda causa de especies amenazadas, por lo que ha sido considerada como una de las principales amenazas para la biodiversidad mundial (Czech et al., 2000).

Las zonas urbanas son sistemas con características que difieren ampliamente de los sistemas de alrededor (e.g., temperatura, contaminación, ruido, luz artificial), los cuales representan una fuerte presión de adaptación para los organismos (McDonnell y Hahs, 2015) y una barrera ecológica de gran importancia (Shochat et al., 2006; Grimm et al., 2008). De manera general, diferentes estudios coinciden en que existe una menor riqueza de especies en áreas de mayor intensidad de urbanización, mientras que la abundancia incrementa, principalmente por las especies que son capaces de aprovechar los

recursos y sobrevivir a los retos y a las amenazas que representan las zonas urbanas (McKinney, 2006; 2008).

1.1 Impacto de la urbanización en la avifauna

La ecología urbana surgió ante los retos y las amenazas que representan las ciudades para la biodiversidad y para el hombre. Este campo multidisciplinario tiene como objetivo evaluar y entender los procesos ecológicos al interior de las ciudades, así como identificar los patrones de diversidad, distribución y comportamiento de las especies en zonas urbanas y sus alrededores (Marzluff et al., 2001; Grimm et al., 2008). Actualmente, la mayoría de los estudios de ecología urbana se han enfocado en biodiversidad y servicios ambientales, pero cada vez son más los estudios que integran aspectos socioeconómicos, así como de planeación (McDonnell y MacGregor-Fors, 2016).

Durante los últimos 15 años las aves han sido uno de los grupos más utilizados para evaluar los efectos de la urbanización en la biodiversidad (McKinney, 2008; Murgui y Hedblom, 2017). Lo anterior se debe a que las aves: (1) son organismos sensibles a cambios en el ambiente (Jokimäki y Huhta, 2000; Lepzyck et al., 2008; López-Flores et al., 2009), (2) son uno de los grupos de vertebrados que forman comunidades complejas dentro de sistemas urbanos (Blair, 1999; Chace y Walsh, 2006), (3) son abundantes a lo largo de las zonas urbanas (Simon et al., 2007), y (4) son generalmente visibles y relativamente fáciles de monitorear (González-García et al., 2014).

Algunos de los patrones generales reportados en aves de zonas urbanas son: (1) homogeneización funcional de las comunidades, (2) comunidades dominadas por el aumento en la abundancia de especies exóticas, y (3) un incremento en las especies omnívoras, granívoras y anidadoras de cavidades (Chace y Walsh, 2006; Lepzyck et al., 2008; MacGregor-Fors y Ortega-Álvarez, 2011). Asimismo, las características relacionadas con estos patrones son: (1) el porcentaje de cobertura de superficies impermeables, (2) la estructura y composición de la vegetación, y (3) la competencia con especies exóticas (Chace y Walsh, 2006).

Debido a que las condiciones ambientales dentro de las zonas urbanas son muy variables, las especies pueden presentar distintas respuestas, por lo que se han clasificado de tres maneras: (1) 'evitadoras urbanas', son especies que están ausentes en áreas altamente urbanizadas pero que pueden encontrarse dentro de áreas verdes de las áreas urbanas, (2) 'utilizadoras urbanas', son especies que utilizan recursos de las zonas urbanas pero su reproducción y desarrollo se dan fuera de estas, y (3) 'moradoras urbanas', especies que utilizan recursos de las zonas urbanas y que además se reproducen y persisten dentro de ellas (Fischer et al., 2015). En relación con lo anterior se deben considerar distintos factores como son: la competencia intra e interespecífica (Shochat et al., 2010; MacGregor-Fors y Schondube, 2011), el abastecimiento alimenticio antropogénico (Jokimäki y Huhta, 2000; Shochat et al., 2006), la presencia de depredadores de aves (Martin, 1988; Jokimäki y Huhta, 2000; Vander Haegen et al., 2002) los cuales moldean directamente a la comunidad de aves en zonas urbanas. Diversos estudios coinciden en que la estructura y la dinámica de las comunidades de aves dependen del hábitat en el que se encuentran (Jokimäki y Huhta, 2000; Rodewald y Yahner, 2001; Marzluff et al., 2007). De igual forma, se ha observado una relación positiva entre la cobertura vegetal y la riqueza de aves (Rodewald y Yahner, 2001; Lepzyck et al., 2008; MacGregor-Fors, 2008; MacGregor-Fors y Schondube, 2011). Otro patrón observado es el aumento de especies de aves exóticas, debido a la gran cantidad de recursos alimenticios disponibles y a que se adaptan fácilmente a las condiciones presentes en las ciudades (Jokimäki y Huhta, 2000; Fuller et al., 2008; MacGregor-Fors y Schondube, 2011). Un estudio realizado por Borgmann y Rodewald (2004), indicó que la estructura vegetal es un factor determinante en las comunidades de aves en sistemas urbanos, mostrando el efecto negativo que tiene un arbusto exótico en el éxito de anidación.

A la fecha, existen diferentes teorías ecológicas en las ciudades, para algunas de las cuales diferentes estudios reportan resultados contrastantes; una revisión de la paradoja de depredación dentro de zonas urbanas realizada por Fischer y colaboradores (2012) plantea que, pese a existir tanto la idea de la relajación de depredación dentro de las ciudades como la proliferación de estos,

no se pueden establecer patrones claros, ya que tanto los factores bióticos como abióticos varían de un sitio a otro, y más aún entre zonas modificadas como las ciudades. Pese a esto, el número ascendente de publicaciones permite realizar revisiones y comparaciones entre ellas (Murgui y Hedblom, 2017). Si bien la mayoría de estos estudios han sido realizados en la región Paleártica y Neártica del planeta (Chace y Walsh, 2006; MacGregor-Fors y Ortega-Álvarez, 2011; Aronson et al., 2014), el número de estudios en la región Neotropical ha incrementado considerablemente en los últimos 15 años, enfocándose principalmente en la estructura de las comunidades, características poblacionales, así como en el comportamiento de individuos (Ortega-Álvarez y MacGregor-Fors, 2011). Sin embargo, existe un rezago considerable en la evaluación de los procesos que determinan los patrones de distribución y de comportamiento de las aves en zonas urbanas, los cuales son fundamentales para desarrollar estrategias exitosas de conservación, manejo y planeación (Marzluff et al., 2001).

Para comprender los patrones de distribución de las aves al interior de las ciudades, es de vital importancia conocer lo que pasa alrededor, ya que las especies de aves presentes en zonas urbanas son un reflejo de las especies que se encuentran afuera de las mismas (Aronson et al., 2014). Por ello, uno de los procesos que más han llamado la atención es la llegada y aclimatación de las especies a las zonas urbanas (Crocì et al., 2008; McDonnell and Hahs, 2015). A pesar de que las aves son organismos con una gran capacidad de dispersión, se ha observado que las zonas urbanas pueden actuar como una barrera ecológica semipermeable, en la cual interactúan dos áreas, el área intra-urbana y el área peri-urbana. El área intra-urbana es la zona interna del polígono urbano, la cual se caracteriza por una gran cantidad de edificaciones y superficies impermeables (MacGregor-Fors, 2010) y en donde se han realizado la mayoría de los estudios de ecología urbana de aves. Por su parte, el área peri-urbana es un ecotono entre el borde del polígono urbano y las áreas adyacentes, las cuales generalmente consisten en sistemas agrícolas o remanentes de vegetación nativa.

El estudio de las áreas peri-urbanas es de gran importancia ya que aquí se presenta el efecto borde, el cual se puede definir como la zona de transición entre

hábitats adyacentes (López-Barrera, 2004), y en donde éstos interactúan (Murcia, 1995). Se ha observado que las diferencias ambientales entre los hábitats de esta zona, pueden representar impactos negativos en la distribución, el desplazamiento y en la fisiología de los individuos (Ries et al., 2004; Schneider et al., 2015). Aunque existen pocos estudios que evalúen estas zonas, se ha observado una mayor abundancia de especies generalistas que de especialistas (Godefroid y Koedam, 2003; MacGregor-Fors, 2010). Por ello, las zonas peri-urbanas son lugares ecológicamente interesantes para evaluar la influencia de la zona urbana en los hábitats adyacentes. Uno de los procesos más utilizados para evaluar dicha influencia, ha sido la presión de depredación de nidos de aves.

1.2 Depredación de nidos

Específicamente, la depredación de nidos ha sido identificada como uno de los procesos que determinan a la comunidad de aves en un sitio específico (Martin, 1995). Dicho proceso se considera como una fuerza de selección primaria que no sólo modifica la estructura de las comunidades de aves, sino que también afecta a la selección de sitios de anidación (Martin, 1993a; Roper, 2000), los patrones de distribución (Martin, 1988; Rodewald y Yahner, 2001), la historia de vida (Martin, 1995), así como la densidad poblacional (Borgmann y Rodewald, 2004). Debido a que el monitoreo de nidos naturales para determinar las tasas de depredación es un método complicado por el tiempo que requiere la búsqueda de nidos y a que se puede influir negativamente en el éxito del nido, se han utilizado nidos artificiales para evaluar la presión de depredación de nidos (López-Flores et al., 2009). Si bien los nidos artificiales han sido ampliamente criticados porque pueden reflejar patrones de depredación poco realistas (Berg, 1996; Ibáñez-Álamo et al., 2015), su uso puede servir para evaluar los patrones de depredación en áreas específicas, y sin duda representa un método bastante utilizado para comprobar diferentes hipótesis en trabajos de ecología de aves (King et al., 1999; Vander Haegen et al., 2002; Colombelli-Négrel y Kleindorfer, 2009; López-Flores et al., 2009; Melville et al., 2014; Rivera-López y MacGregor-Fors, 2015).

El análisis de depredadores con el uso de nidos artificiales representa un punto importante para entender las variaciones en las tasas de depredación de nidos. Una revisión de depredadores realizada por Menezes y Marini (2017) reveló que las aves conforman el principal grupo de depredadores de nidos, principalmente especies de las familias: Accipitridae, Falconidae, Rhamphastidae, Furnariidae, Icteridae y Corvidae. Después de las aves, los mamíferos representan el segundo grupo de depredadores, principalmente las familias Cebidae, Didelphidae y Callithrichidae. En menor medida se encuentran los reptiles, pero a su vez cuenta con la familia que tiene más registros de depredación (i.e., familia Colubridae). Por último hay registros de artrópodos depredando nidos, siendo de las familias Formicidae, Gecarcinidae y Scolopendridae. Con el objetivo de entender las dinámicas en la depredación de nidos, no solo se necesita del conocimiento de los depredadores, sino también la interacción de estos con la presa y con el ambiente, por lo cual, uno de los retos principales es la comprensión de estas dinámicas dentro de ambientes perturbados por el ser humano, como las ciudades (Marzluff et al., 2007; Ibáñez-Álamo et al., 2015).

En zonas urbanas, la tasa de depredación de nidos ha sido utilizada para evaluar los cambios en la comunidad de depredadores con respecto a las áreas adyacentes y su influencia en la estructura de las comunidades de aves. Distintos estudios coinciden en que las zonas urbanas presentan una estructura distinta de depredadores con respecto a los hábitats naturales (Borgmann y Rodewald, 2004; Fischer et al., 2012). Específicamente, se ha observado que las zonas urbanas restringen la presencia de algunos depredadores como los mamíferos medianos (e.g., zorrillos, coyotes; Gehrt et al., 2005; Gehrt et al., 2009), mientras que otros, como los córvidos (e.g., cuervos, charas), se ven beneficiados (Walker y Marzluff, 2015).

Con respecto a la tasa de depredación de nidos, muchos estudios coinciden en que esta incrementa dentro de las zonas urbanas (Jokimäki et al., 2005; López-Flores et al., 2009). Sin embargo, existen resultados contrastantes, ya que estudios como el realizado por Gering y Blair (1999) sugieren que la depredación dentro de áreas urbanas se “relaja”, debido a una disminución en el número de

depredadores naturales, volviéndolas “zonas seguras” para la anidación. Pese a que la mayoría de los estudios se han realizado en ciudades de regiones templadas, en los trópicos se han observado resultados similares. Un ejemplo de lo anterior es el estudio desarrollado por Rivera-López y MacGregor-Fors (2015) en la ciudad de Xalapa, en donde sus resultados sugieren que existe una mayor depredación en la zona peri-urbana con respecto a la zona intraurbana. Por otro lado, además de la ubicación geográfica de los nidos, existen diferentes variables que pueden influir en la tasa de depredación de nidos (e.g., especie de árbol o arbusto en donde están ubicados, la cobertura y la densidad vegetal; Jokimäki y Huhta, 2000; Borgmann y Rodewald, 2004; Rojas-Soto et al., 2004).

Una de las variables menos estudiadas con relación a la tasa de depredación es la influencia de la altura a la que se encuentran los nidos. En general, se ha observado que los nidos ubicados en el suelo presentan una mayor depredación en comparación con los ubicados en árboles o arbustos, ya que son más accesibles para los depredadores (Martin, 1993; Posa et al., 2007; Colombelli-Négrel y Kleindorfer, 2009). Sin embargo, los resultados pueden variar entre regiones, dependiendo de los depredadores de la zona, así como sus estrategias de forrajeo (e.g., intensidad de búsqueda, discriminación de la ubicación; Martin, 1993a; Remeš, 2005). De igual forma, la detección de los nidos por parte de los depredadores varía, ya que algunas especies se guían principalmente por el olfato, mientras que otras lo hacen principalmente por la vista. En este sentido, se han desarrollado algunos experimentos para evaluar si la presión de depredación varía entre nidos camuflados y no camuflados (Martin, 1988; Remeš, 2005), encontrando una menor depredación en los nidos camuflados (Pärt y Wretenberg, 2002; Pérez-Moreno y MacGregor-Fors, in prep.).

Otra variable que puede influir en la tasa de depredación de nidos es el hábito de anidación de las especies. Tanto Rolland y colaboradores (1998) como Mikami (2006), han remarcado cuatro hábitos de anidación de aves: (1) individuos solitarios, (2) usualmente solitarios y con casos aislados de anidación grupal, (3) presencia de colonias pero algunas parejas solitarias, y (4) individuos completamente coloniales. Cada uno de estos hábitos representa ventajas y

desventajas para las especies. Por ejemplo, la anidación colonial es típica de taxa marinos (e.g., Spheniciformes, Charadriiformes) y se presenta en más de un 90% de las especies. Se ha observado que este tipo de anidación representa ventajas para los individuos ya que no hay gastos energéticos significativos en la defensa del territorio así como en la búsqueda del alimento (Horn, 1968; Rolland et al., 1998; Collias y Collias, 2014; Norment, 2015). Sin embargo, al depender de la densidad poblacional representa desventajas como la competencia interna por recursos, la baja disponibilidad de parejas, así como la alta probabilidad de transmisión de enfermedades (Brown y Brown, 2004; Sachs et al., 2007). Por otro lado, la anidación agregada es atípica de las aves Passeriformes, ya que la disponibilidad y variedad de hábitat, así como la misma disposición alimentaria suele ser mayor (Lack, 1968; Collias y Collias, 2014). Si bien las especies coloniales cuentan con mayor masa corporal, presentan nidadas más reducidas y son mucho más longevas que aquellas especies que anidan de manera solitaria (Rolland et al., 1998), se pueden encontrar algunas especies típicas de zonas urbanas que anidan de manera agregada (e.g., *Quiscalus mexicanus*, *Passer domesticus*) que no cumplen con todas estas primicias, lo que sugiere que este tipo de anidación puede favorecer el éxito reproductivo en estas zonas. Por otro lado, algunas de estas especies no son tan comunes en zonas peri-urbanas y no se sabe qué implicaciones podría tener este tipo de estrategia en los patrones de distribución de las especies.

Por último, una de las variables intrínsecas de la expansión urbana es la apertura de caminos para el transporte de recursos y de personas. Los caminos representan cambios drásticos en la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas, ya que propician la fragmentación y la pérdida de hábitat (Forman y Alexander, 1998; Trombulak y Frissell, 2000). Asimismo, dichos cambios pueden representar barreras para el movimiento de las especies, ya que provocan una disminución en la cobertura herbácea, arbustiva y arbórea, ante los cuales muchas especies son sensibles, entre ellas algunos depredadores de nidos (Forman y Alexander, 1998 Fahrig y Rytwinski, 2009). De esta forma, los caminos pueden influir negativamente en la diversidad de especies, las especies más

susceptibles a esto suelen tener rangos de movimiento grandes, rangos de reproducción cortos, y densidades poblacionales pequeñas (Fahrig y Rytwinski, 2009). De igual manera, la presencia de caminos afecta de manera negativa la composición de las comunidades y el radio de distribución de las especies (Forman y Alexander, 1998; Gutzwiller y Barrow, 2003; Laurance, 2004; Fahrig y Rytwinski, 2009).

Por lo tanto, el objetivo de este trabajo es evaluar la tasa de depredación de nidos artificiales en una zona peri-urbana de la ciudad de Xalapa-Enríquez, así como la influencia que tienen tanto la presencia y tipos de caminos como la agregación y la altura a la que están dispuestos los nidos.

2. JUSTIFICACIÓN

Como se mencionó anteriormente, la mayoría de los estudios de ecología urbana se ha enfocado en la evaluación de patrones en la zona intra-urbana, lo cual ha contribuido al conocimiento de los procesos que moldean a la comunidad de aves dentro de las zonas urbanas. Sin embargo, a pesar de que los estudios en la zona peri-urbana podrían contribuir a una mejor comprensión del proceso de semi-permeabilidad que ocurre en la periferia de las ciudades (MacGregor-Fors, 2010), así como a la composición de la comunidad al interior de las mismas, dicha zona ha recibido muy poca atención por parte de la comunidad científica alrededor del mundo (Clergeau et al., 2001; MacGregor-Fors, 2010). Por otro lado, los estudios que evalúan la depredación de nidos artificiales en zonas urbanas y sus alrededores, se han enfocado en evaluar la influencia de características del hábitat tales como: el porcentaje de cobertura vegetal, disponibilidad de alimento y la competencia interespecífica (Jokimäki y Huhta, 2000; Bogmann y Rodewald, 2004; Shochat et al., 2010), dejando de lado variables que son consideradas como relevantes, tales como la agregación y la altura de los nidos (Rolland et al., 1998; Massoni y Reboreda, 2001; Hausmann et al., 2005; Colombelli-Négrel y Kleindorfer, 2009). En este sentido, existen resultados contrastantes, ya que algunos estudios han encontrado que la depredación de nidos artificiales ubicados en el suelo no presenta diferencias significativas con respecto a aquellos

colocados a mayor altura (Belthoff, 2005; Cervantes-Cornhis et al., 2009; Purger et al., 2015), mientras que otros estudios indican que la depredación de nidos en el suelo es mayor (Martin, 1993; Söderström, 1999; VanderWerf, 2001; Colombelli-Négrel y Kleindorfer, 2009). Por otro lado, Rivera-López y MacGregor-Fors (2015) registraron en una misma ciudad un incremento y una “relajación” de la depredación de nidos. Lo anterior, pone de manifiesto la importancia de realizar estudios en regiones donde éstos son escasos, así como evaluar diferentes variables en distintos sitios, tanto fuera como dentro de las ciudades, recordando el impacto que tiene la urbanización en los procesos de anidación de aves (Jokimäki y Huhta, 2000; Fischer et al., 2012).

Por lo señalado anteriormente, el presente trabajo contribuye al conocimiento de variables inherentes al proceso de anidación de aves que se encuentran en zonas peri-urbanas y que han sido pobremente estudiadas. Así mismo, el presente trabajo pretende identificar a la comunidad de depredadores y su relación con la presión de depredación de nidos del área peri-urbana de la ciudad de Xalapa.

3. OBJETIVOS

3.1 Objetivo general

Evaluar la tasa de depredación de nidos artificiales dentro de una zona peri-urbana de la ciudad de Xalapa-Enríquez, así como la influencia de la agregación, la altura, y del tipo de caminos en los que los nidos se encuentran.

3.2 Objetivos particulares

- Evaluar la tasa de depredación de nidos artificiales y su relación con el diferente grado de agregación en la zona peri-urbana de Xalapa-Enríquez.
- Evaluar la tasa de depredación de nidos artificiales y su relación con la altura de los mismos en la zona peri-urbana de Xalapa-Enríquez.
- Evaluar la tasa de depredación de nidos artificiales y su relación con la distancia a caminos, así como el tamaño de los mismos en la zona peri-urbana de Xalapa-Enríquez.

4. HIPÓTESIS

- Debido a que la agregación de nidos afecta la densidad de depredadores en el área, la depredación de nidos variará con la agregación de los mismos.
- Dado que la depredación de nidos está relacionada con la capacidad de los depredadores para acceder a ellos, y a que la altura de los nidos representará una limitante para algunas especies de depredadores, la tasa de depredación será distinta entre las alturas.
- Ya que la presencia de caminos y el ancho de los mismos son factores relacionados con la movilidad y la presencia de depredadores, la depredación de nidos artificiales estará influenciada por la distancia a los mismos.
- Debido a que la accesibilidad a los nidos por parte de los depredadores está relacionada con la altura a la que se encuentran, a su distancia a los caminos y a su agregación, la tasa de depredación de nidos artificiales estará influenciada por la interacción de estas tres variables.

4.1 Predicciones

- Los nidos que se encuentren menos agregados presentarán una mayor tasa de depredación.
- Los nidos que se encuentran ubicados en el suelo presentarán una mayor tasa de depredación.
- La tasa de depredación será mayor en nidos cercanos a caminos y senderos dentro del santuario.
- La tasa de depredación de nidos artificiales será mayor en aquellos nidos que se encuentren a nivel de suelo, que estén cerca de los caminos, y sean solitarios o se encuentren en una agregación con pocos nidos.

5. MÉTODOS

5.1 Área de estudio

El presente trabajo fue desarrollado en el Santuario de Bosque de Niebla ubicado en el área peri-urbana del municipio de Xalapa. El municipio de Xalapa se localiza al sur de la ciudad de Xalapa-Enríquez y colinda con los municipios de Banderilla,

Jilotepec, Naolinco, Emiliano Zapata, Coatepec, y Tlalnahuayocan (INEGI, 2016). Específicamente, la ciudad de Xalapa-Enríquez se encuentra entre los 19° 29' – 19° 36' de latitud Norte y los 96° 58' – 96° 50' de longitud Oeste, presenta una elevación promedio de 1,460 msnm, y cuenta con un clima templado húmedo (C[f]) y semicálido húmedo ([A]C[fm]; García, 1981), así como con una precipitación media anual de 1,500mm (INEGI, 2016).

La vegetación original de la zona es bosque mesófilo de montaña (ubicado hacia el este, sur y sureste de la ciudad), bosque tropical caducifolio (localizado hacia el oeste), así como bosques de pino y encino presentes en el norte de la ciudad (Castillo-Campos, 1991). Sin embargo, el crecimiento de la ciudad de las últimas décadas ha reducido considerablemente la extensión de dichos tipos de vegetación (Lemoine-Rodríguez, 2012).

El Santuario de Bosque de Niebla fue una finca cafetalera, la cual desde hace más de diez años se encuentra en un proceso natural de restauración en donde se pueden encontrar elementos vegetales representativos del bosque mesófilo de montaña (Fig. 1). A pesar de ser un terreno en proceso de restauración, sus condiciones actuales permiten la presencia de especies de aves típicas del bosque mesófilo de montaña, tales como la Tucaneta verde (*Aulacorhynchus prasinus*), y el Carpintero castaño (*Celeus castaneus*). Asimismo, cabe señalar que hace ocho años aproximadamente, el Instituto de Ecología, A.C. decidió abrir caminos y senderos para que los habitantes de Xalapa pudieran hacer uso del terreno con fines recreativos, lo cual fue perjudicial para algunas especies animales que ya no están presentes en esta área. En este sentido, cabe señalar que además del efecto inmediato de los caminos y la fragmentación que ello conlleva en especies como el Mirlo Negro (*Turdus infuscatus*), dicha perturbación también tiene efectos a largo plazo por medio del efecto de borde, el ruido, así como la amenaza que representan los visitantes para la biodiversidad del lugar.

El bosque mesófilo de montaña representa uno de los ecosistemas más importantes para la biodiversidad de México, ya que al encontrarse de manera discontinua, ha generado importantes procesos de diversificación y especiación in

situ (Challenger y Soberón, 2008). Como reflejo de lo anterior, se puede mencionar la gran cantidad de endemismos, entre los que destacan 750 especies de plantas, 42 especies de mamíferos, 100 especies de anfibios, 102 de reptiles y 28 especies de aves (Challenger, 1998; Williams-Linera, 2007; González-Espinosa et al., 2012; Gual-Díaz y Rendón-Correa, 2014). Sin embargo, en la actualidad únicamente cubre el 0.8% del territorio nacional. Específicamente en la región de Xalapa, una gran parte del bosque mesófilo ha desaparecido y ha sido reemplazado por pastizales, cafetales o tierras dedicadas a otro uso (Williams-Linera, 2007). Dicha transformación también ha propiciado la presencia de especies típicas de zonas urbanas, como la paloma doméstica (*Columba livia*), el gorrión común (*Passer domesticus*) y el zanate (*Quiscalus mexicanus*) (González-García et al., 2014, Escobar-Ibáñez y MacGregor-Fors, 2016).

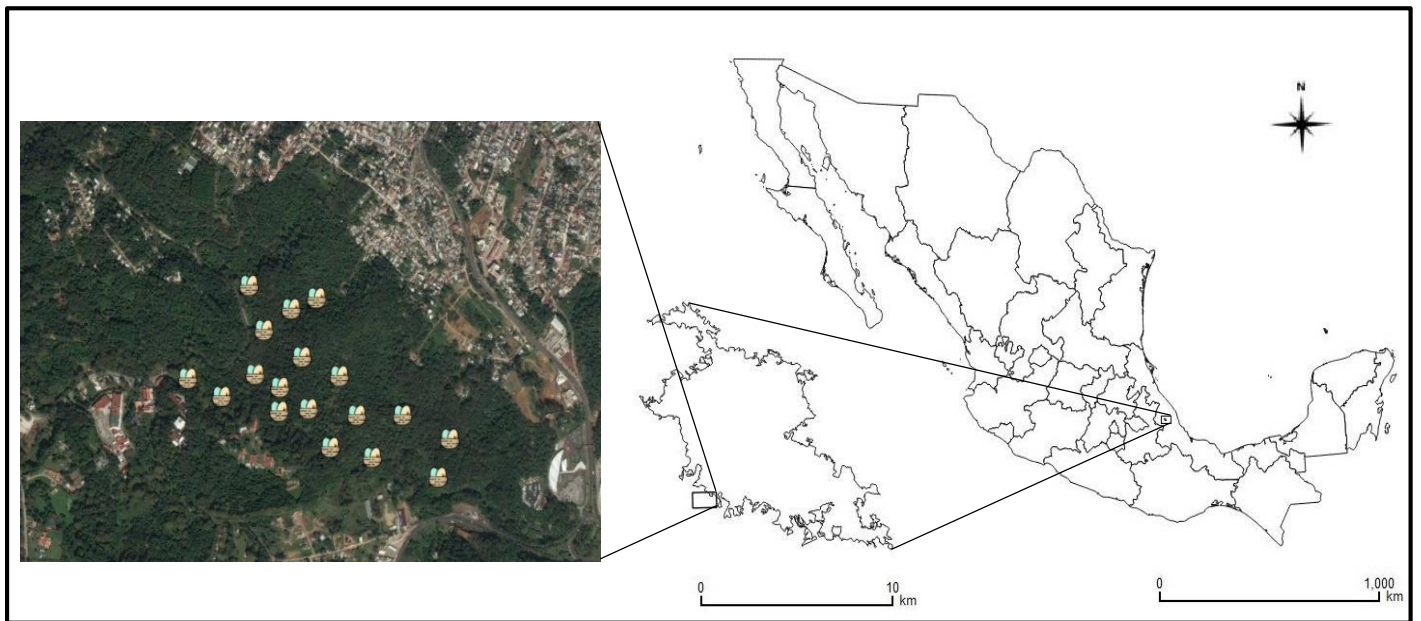


Figura 1. Mapa de los Estados Unidos Mexicanos ampliando tanto la ciudad de Xalapa-Enríquez y el área de estudio con los puntos de muestreo.

5.2 Nidos artificiales

Los nidos artificiales utilizados están hechos de fibra de ixtle (*Aechmea magdalenae*), y los cubrí con lodo y pasto para asemejarlos a nidos naturales. Asimismo, para evaluar la tasa de depredación de nidos artificiales, utilicé el hábito de anidación del rascador maculoso (*Pipilo maculatus*) como modelo ecológico. El

rascador maculoso tiene un tamaño de puesta de entre tres y cuatro huevos (Baicich y Harrison, 1997), los cuales son muy semejantes en tamaño al de los huevos de codorniz (*Coturnix japonica*). Por lo anterior, en cada uno de los nidos coloqué tres huevos de plastilina y uno de codorniz; los huevos de plastilina son utilizados para detectar e identificar a los depredadores por medio de las marcas que dejan en ellos (Belthoff, 2005), mientras que los huevos de codorniz son recomendados para evitar la discriminación de depredadores olfativos como serpientes y mamíferos (Pärt y Wretenberg, 2002). Previo a su colocación, los huevos de plastilina fueron cubiertos con tierra para asemejarlos en color y marcas a los huevos del rascador maculoso.

Coloqué un total de 54 nidos en el área, los cuales fueron ubicados en 18 sitios separados a 150 m aproximadamente para poder considerarlos como muestras independientes. En cada sitio coloqué nidos a diferentes alturas (0m, 1.5m y 3m) y en diferente agregación (1, 2, 3, 4 y 6). Cabe señalar que el número de nidos fue diferente entre cada sitio, por lo tanto la agregación y la altura a la que se encontraban los nidos variaron de un sitio a otro. De los 18 sitios, tres no contaron con agregación (un nido a 0m, un nido a 1.5m y otro nido a 3m), mientras que los 15 sitios restantes contaron con distintos grados de agregación: seis sitios con agregación de dos nidos (un sitio con dos a 0m, otro con dos a 1.5m, otro con dos a 3m, otro con uno a 0m y uno a 1.5m, otro con uno a 0m y uno a 3m y por último uno a 1.5m y uno a 3m), tres sitios con agregación de tres nidos (un sitio con tres a 0m, otro con tres a 1.5m y otro con tres a 3m), tres sitios con agregación de cuatro nidos (un sitio con dos a 0m y dos a 1.5m, otro con dos a 1.5m y dos a 3m, y otro sitio con dos a 0m y dos a 3m), y tres sitios con agregación de seis nidos (un sitio con tres a 0m y tres a 1.5m, otro con tres a 1.5m y tres a 3m y otro sitio con tres a 0m y tres a 3m). La distribución de los sitios se hizo de manera aleatoria pero procurando una distancia mínima de 150 m entre ellos. Así mismo, se procuró mantener un número equitativo entre los nidos de las tres distintas alturas, aunque no se consiguió el mismo resultado para los distintos grados de agregación debido a que se requerirían más sitios y la extensión del Santuario del Bosque de Niebla no lo permitía.

Los nidos fueron ubicados en horquetas de árboles así como en el suelo, y se utilizaron guantes de látex para evitar dejar rastros odoríficos que pudieran atraer a los depredadores. Una vez colocados, los nidos fueron expuestos durante un periodo de 15 días (del 20 de marzo al 4 de abril de 2016) con la finalidad de representar el tiempo promedio de incubación del rascador maculoso (Baicich y Harrison, 1997). La revisión de los nidos se realizó cada tercer día después de su colocación, pero una vez que un nido se consideró como depredado fue retirado. Un nido fue considerado como depredado cuando: (1) al menos uno de los huevos de plastilina presentaba marcas visibles (i.e., diente o pico) de depredadores, (2) alguno de los huevos no estaba en el nido, o (3) el nido no fue encontrado en su posición.

Con el objetivo de identificar las especies de mamíferos que dejaron marcas en los huevos de plastilina, visité la Colección de Mamíferos del Instituto de Investigaciones Biológicas de la Universidad Veracruzana (IIB, UV). En dicha colección, comparé las marcas de dientes dejadas en los huevos de plastilina con los dientes de los cráneos de dicha colección.

5.3 Análisis estadísticos

Para evaluar la tasa de depredación de nidos utilicé el programa MARK (V. 8.1; White y Burnham, 1999), el cual se basa en el análisis de datos de individuos o de unidades de estudio, y permite determinar cuál de las variables evaluadas (o si la interacción entre ellas) influye en la depredación de los nidos. Utilicé el apartado de modelos de destino conocido ("*known-fate*"), el cual se basa en las situaciones observadas (datos) en una serie de ocasiones (intervalo), en este caso la probabilidad de sobrevivir un intervalo entre cada uno de los muestreos. Asimismo, en este trabajo consideré seis covariables descritas anteriormente: (1) altura de los nidos, (2) agregación, (3) distancia a caminos, (4) distancia a la carretera, (5) tipo de camino, y (6) depredador.

Para evaluar la relación de las covariables con la tasa de depredación de nidos, realicé árboles de regresión en el programa R con el paquete "rpart". Además, para mostrar los resultados del monitoreo durante el periodo de

exposición, representé la tasa de supervivencia diaria de nidos por altura y por agregación con el estimador de Mayfield (Mayfield, 1975).

6. RESULTADOS

De los 54 nidos que coloqué, 42 fueron depredados (~78%). No fue posible realizar la identificación de todas las especies de depredadores por medio de las marcas en los huevos de plastilina, principalmente las marcas de picotazos. Los depredadores más comunes que pude identificar fueron: (1) aves, (2) tlacuaches (*Didelphis* sp.), y (3) ratones (*Peromyscus* sp.), los cuales depredaron nueve (~21%), ocho (19%), y un nido (~2%) respectivamente. Por otro lado, 24 nidos fueron encontrados destruídos (~57% de los nidos depredados) o en el suelo (con o sin huevos), e incluso algunos desaparecieron. A todos ellos los consideré como nidos depredados, y el depredador fue registrado como “no identificado”. Por otro lado, la probabilidad de supervivencia fue distinta entre las diferentes agregaciones, siendo de 0% (la más baja) en los nidos con agregación de tres, de ~8% en agregaciones de dos nidos, de 25% para cuatro nidos agregados, de ~33% para los nidos sin agregación, de ~8% para dos nidos agregados, de 25% para cuatro nidos agregados, y de ~39% en la agregación de seis nidos (Fig. 5). Asimismo, la probabilidad de supervivencia fue distinta para las diferentes alturas de los nidos: ~39% en 0m, ~5.6% en 1.5m, y de ~22% en los nidos ubicados a 3m (Fig. 6).

Con respecto a la estimación de la tasa de supervivencia, el resultado indica que la supervivencia total de nidos artificiales fue de 0.22 (IC 95%: 0.13-0.35) (Fig. 2). Al analizar la influencia de las diferentes variables en la depredación de nidos artificiales, los resultados de los árboles de regresión mostraron que la variable “tipo de depredador” fue la de mayor peso, esto se debe a que en el 100% de los casos de nidos depredados había un depredador en concreto (incluyendo depredadores no identificados) y que por consecuencia definía el estado del nido. Para analizar con mayor detalle las demás variables, realicé un análisis adicional en el que excluí la variable “tipo de depredador”. El resultado de dicho análisis mostró que la distancia a los caminos es la variable que mejor explica la

depredación, seguido de la altura (Fig. 3). Asimismo, en escenarios donde la distancia a los caminos es mayor a 1,012cm y la altura de los nidos es mayor a 0.75m, se encontró que el umbral de relación es de ~ 35% para la depredación de nidos, con una depredación total de los nidos bajo estas condiciones (Anexo 1).

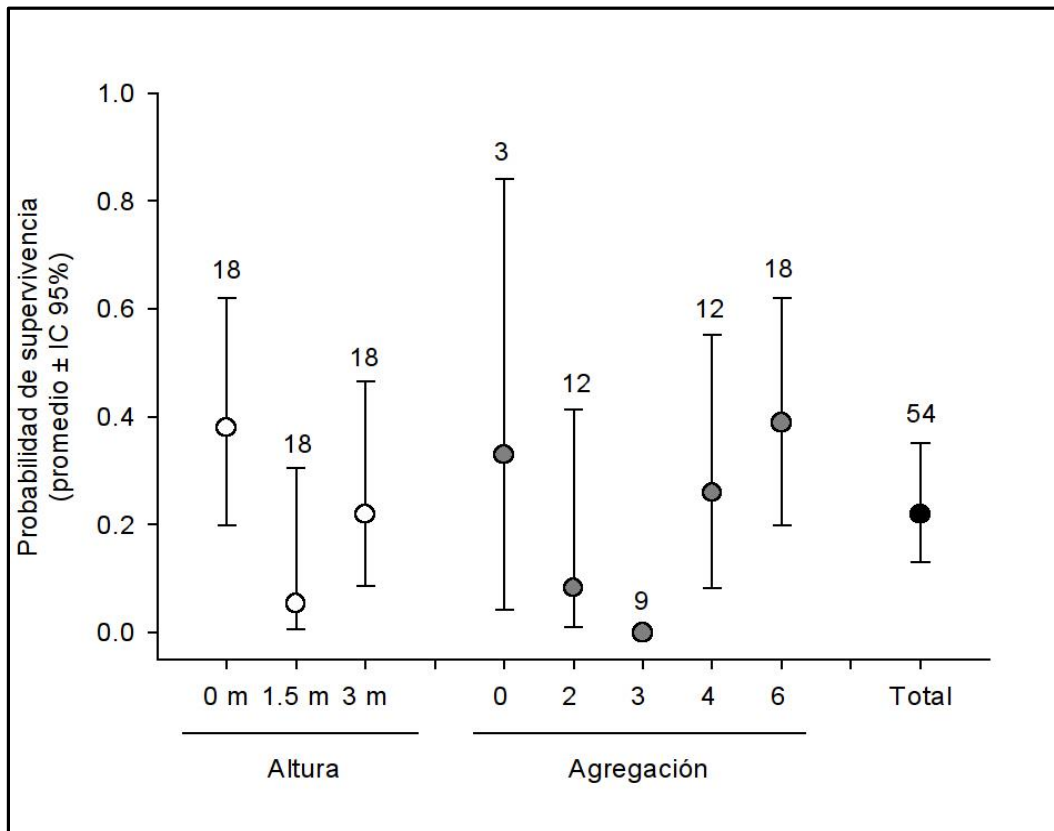


Figura 2. Probabilidad de supervivencia de nidos artificiales considerando las variables de altura y agregación así como la total.

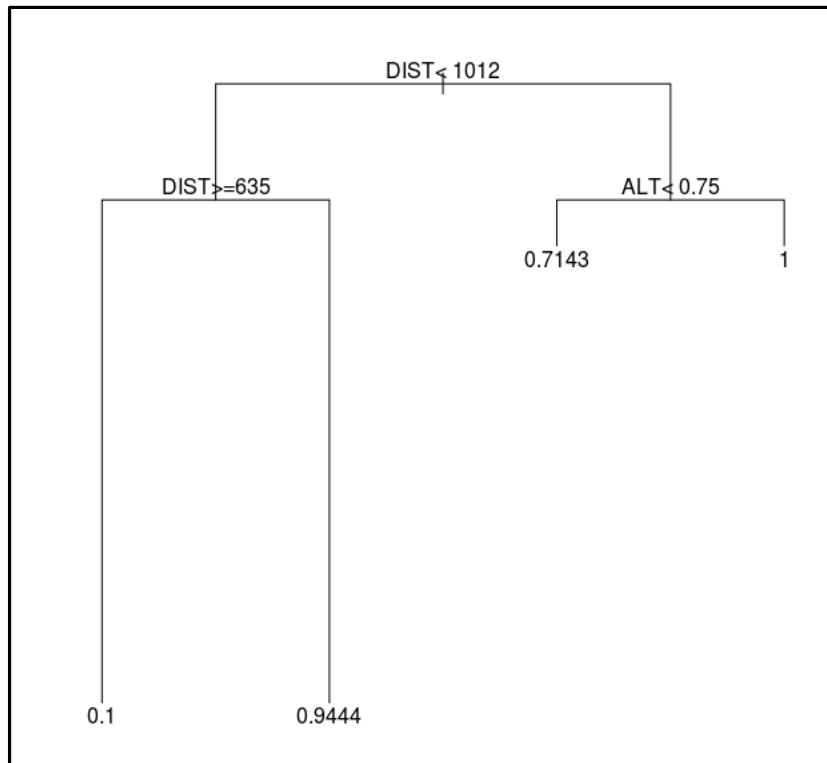


Figura 3. Árbol de regresión que muestra los valores para los diferentes escenarios considerando la distancia a los caminos (DIST) y la altura (ALT).

Aunado a ello, realicé un árbol de regresión considerando las variables de agregación y altura para estimar su relación e importancia; en dicho análisis se observa que en los escenarios donde la agregación de nidos es <2.5 y la altura es >0.75 m hay un umbral de relación de $\sim 30\%$ para la depredación de nidos y es el escenario con mayor valor de los obtenidos, el cual representa una depredación total de los nidos (Fig. 4; Anexo 2).

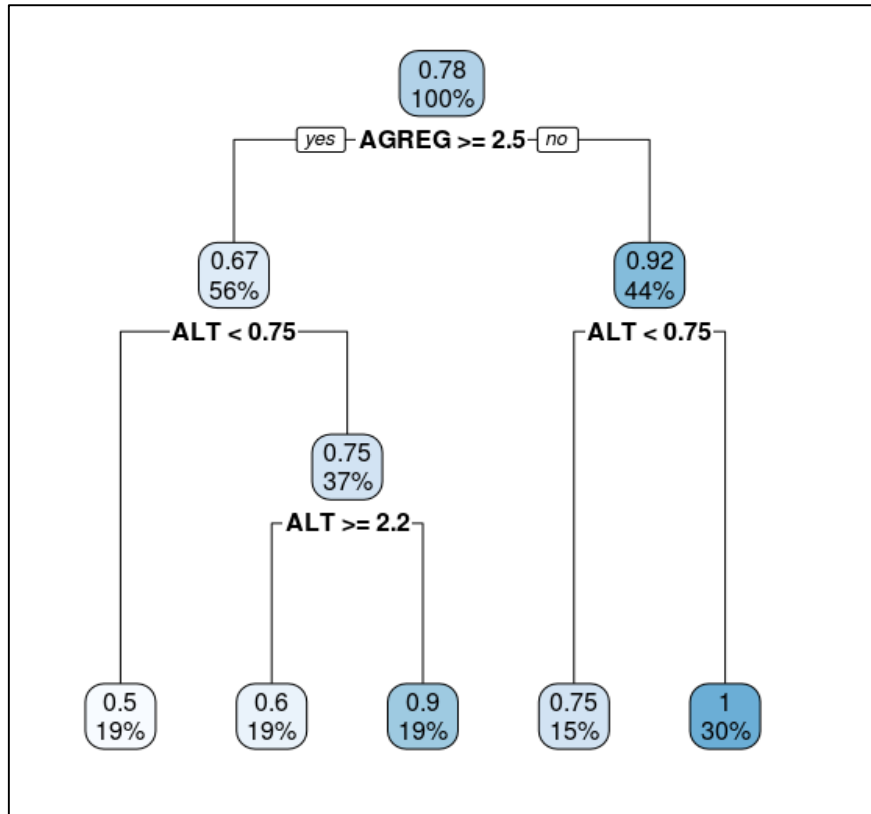


Figura 4. Árbol de regresión y su valor para cada escenario, considerando las variables de altura (ALT) y agregación (AGREG).

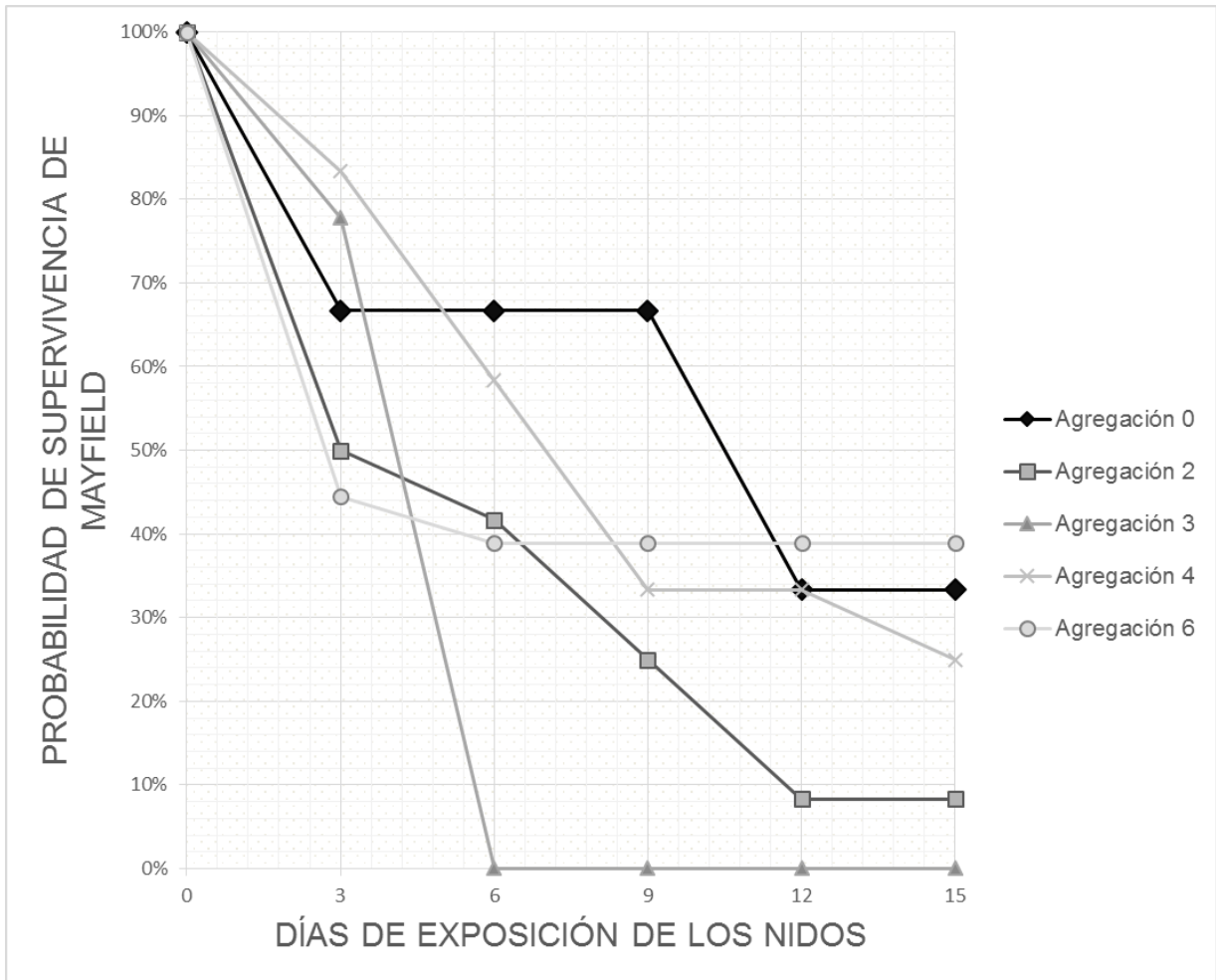


Figura 5. Probabilidad de supervivencia diaria de nidos artificiales por agregación.

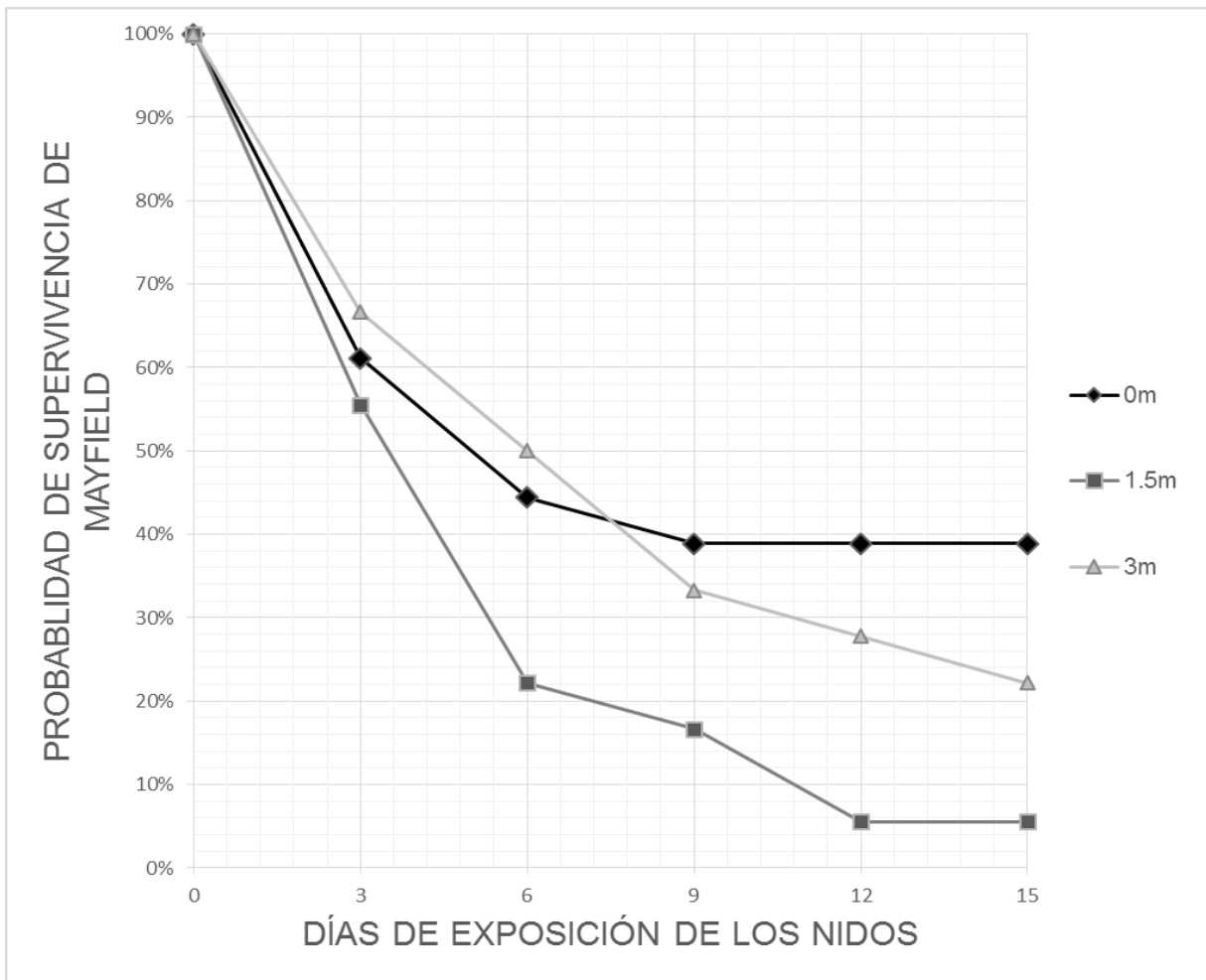


Figura 6. Probabilidad de supervivencia diaria de nidos artificiales por altura.

Por último, para estimar las variaciones de la distancia de los caminos con respecto a la depredación de nidos realicé un gráfico de líneas con la probabilidad de supervivencia de distintos rangos de distancia a caminos, siendo de ~10% para rangos de 0cm a 317cm, de ~25% para rangos de 318cm a 698cm, de ~60% para rangos de 699cm a 1086cm, de ~10% para rangos de 1087cm a 1780cm, y de ~8.3% para rangos de 1781cm a 2548cm (Fig. 7).

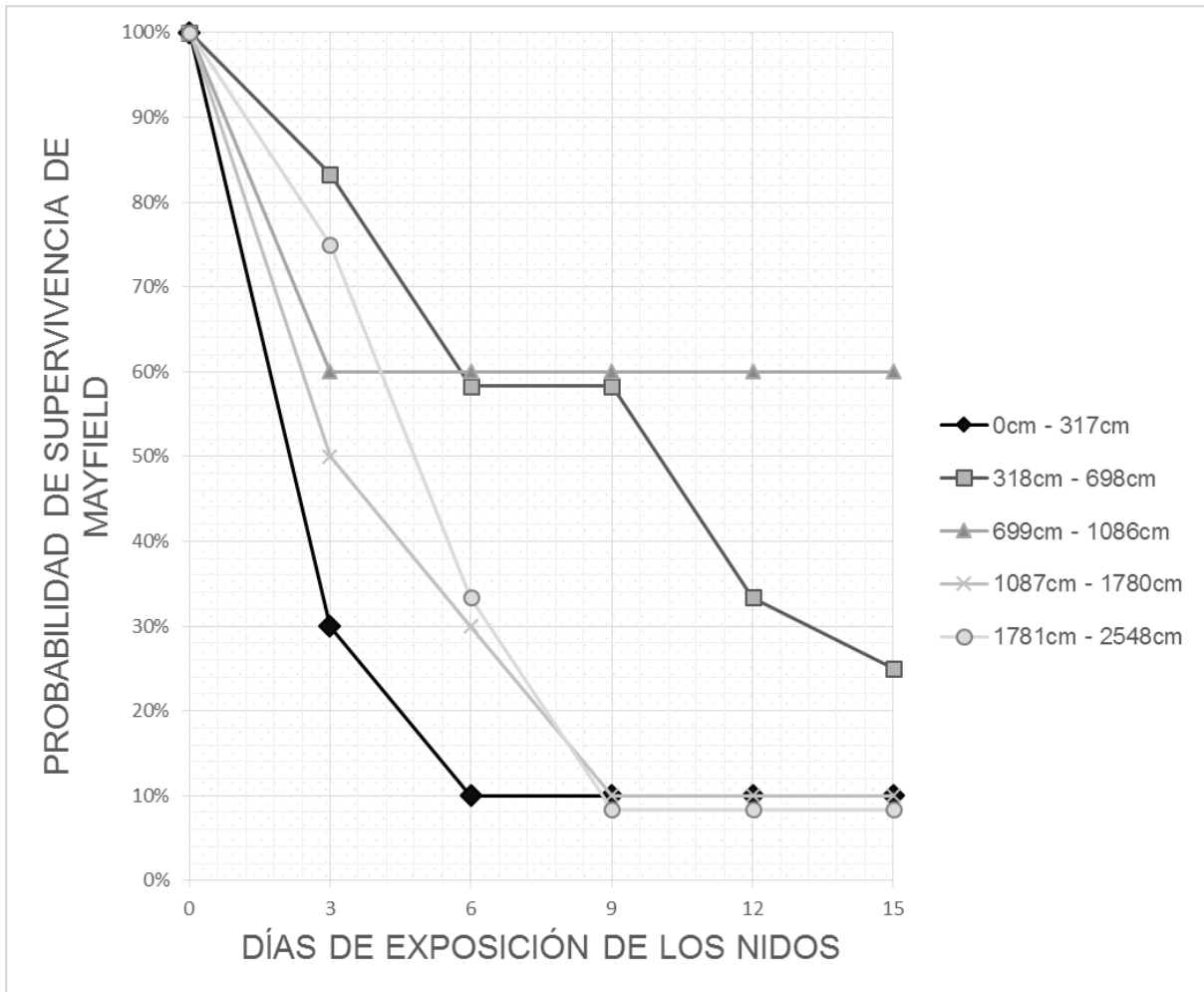


Figura 6. Probabilidad de supervivencia diaria de nidos artificiales por rangos de distancia a caminos.

7. DISCUSIÓN

Evaluar y comprender los procesos que determinan la estructuración de las comunidades en ambientes modificados por el hombre es uno de los principales retos para los ecólogos en la actualidad. Aunque se sabe que la depredación de nidos juega un papel fundamental en la estructuración de las comunidades de aves en zonas urbanas, los estudios en la zona peri-urbana son escasos aun cuando ésta zona tiene una influencia directa en las comunidades en la zona intra-urbana. En este estudio, la tasa de depredación de nidos artificiales fue de ~78%, lo que representa una tasa menor de supervivencia de nidos a la observada en

diferentes sitios de la ciudad de Xalapa (70%, Rivera-López y MacGregor-Fors, 2015), pero similar a otro estudio en una zona peri-urbana de la ciudad de Morelia (80%, López-Flores 2009).

Una de las principales limitantes al trabajar con depredación de nidos sin cámaras de video, es la dificultad para identificar a los depredadores (Menezes y Marini, 2017). Desafortunadamente, en este estudio sólo fue posible identificar al 43% de los depredadores, lo que limita nuestra comprensión de la comunidad de depredadores y su influencia en la depredación de nidos en el Santuario del Bosque de Niebla. De los depredadores que pude identificar, el grupo de las aves y el de los mamíferos causaron el mayor número de nidos depredados, lo cual coincide con los resultados encontrados por Menezes y Marini (2017) en una reciente revisión de los depredadores de nidos en el Neotrópico.

El grupo de las aves, y en particular la familia de los cuervos (Corvidae), son los principales depredadores de nidos en sistemas urbanos (Jokimäki y Huhta, 2000; Marzluff et al., 2007; López-Flores et al., 2009; Rivera-López y MacGregor-Fors, 2015). Sin embargo, por la inconsistencia de los picotazos en los huevos de plastilina no fue posible identificar a las especies depredadoras. En este sentido, en el Santuario del Bosque de Niebla han sido observadas dos especies de córvidos: el pepe (*Psilorhinus morio*) y la chara verde (*Cyanocorax yncas*), los cuales han sido sugeridos como los principales depredadores de nidos en la región de Xalapa (Rivera-López y MacGregor-Fors, 2015) y podrían ser los principales depredadores en este estudio.

Por otro lado, el gran número de nidos depredados por tlacuaches (*Didelphis* spp.) en este estudio, refleja la importancia del área peri-urbana de Xalapa para mamíferos medianos, ya que estos no fueron registrados como depredadores de nidos dentro de los límites geográficos de la ciudad (Escobar-Ibáñez y MacGregor-Fors, en prep.). Lo anterior coincide con lo observado en distintos estudios, los cuales sugieren que la urbanización representa una barrera ambiental y física que limita la presencia de algunos depredadores a la zona peri-urbana y a las áreas de alrededor, provocando un recambio de la comunidad de depredadores en la zona intra-urbana con relación a la peri-urbana (Gering y Blair, 1999; Jökimaki y Huhta,

2000, Fischer et al., 2012). En este sentido, se espera que futuros estudios revelen si la presencia de los tlacuaches como depredador principal afecta la presencia de otros mamíferos de la zona como cómo el mapache (*Procyon lotor*) o el tlacuache de cuatro ojos (*Philander opossum*) (Williams-Linera, 2007) debido a la competencia con estos últimos, o si el proceso de urbanización es el principal factor en la ausencia de estos.

Con relación a la agregación de los nidos artificiales, no encontré un patrón claro, ya que la probabilidad de supervivencia fue similar en los extremos de agregación (~33% sin agregación, y ~39% en agregación de seis nidos). La mayoría de los estudios que han evaluado la sobrevivencia de nidos y su relación con la agregación han evaluado especies semi-acuáticas (patos, aves zancudas) y han encontrado resultados contrastantes. Por un lado, algunos estudios han registrado una menor tasa de depredación en anidaciones agregadas, debido posiblemente a una mayor defensa por parte de los adultos (Berg, 1996), mientras que otros estudios han registrado una mayor tasa de depredación, la cual podría deberse a que los cuervos forrajean mayor tiempo en sitios donde han tenido éxito (Hill, 1984; Buler y Hamilton, 2000). Aunque los nidos artificiales han sido criticados porque pueden reflejar patrones de depredación diferentes a los observados en nidos naturales (e.g., Berg, 1996; Pärt y Wretenberg, 2002), debido entre otras cosas a la ausencia de las actividades parentales (cuidado parental, proceso de construcción del nido, alimentación de las crías) y a las diferencias en el diseño experimental (Vincze et al. 2017), algunos estudios sugieren que es un método que puede proporcionar información relevante (King et al., 1999; Belthoff, 2005; Hausmann et al., 2005). Los resultados del presente trabajo apoyan la idea de los nidos artificiales como un método eficaz para evaluar la depredación de nidos en distintas zonas, así como de la detección de depredadores.

Otro de los factores más relevantes en la depredación de nidos en zonas urbanas es la altura a la que se encuentra el nido. A pesar de que distintos estudios en áreas verdes urbanas han reportado una mayor tasa de depredación en nidos ubicados en el suelo (Jokimaki et al., 2005; Croci et al., 2008), en este estudio fue la altura con el mayor índice de sobrevivencia. Este resultado

concuenda con lo observado en estudios realizados en cercas vivas de zonas agrícolas de Guanajuato (Zuria et al., 2007) y de Hidalgo (Cervantes-Cornihis et al., 2009). Sin embargo, el análisis de la altura y la agregación de los nidos, mostró que la mayor tasa de depredación ocurrió en escenarios con agregación y altura intermedias, lo cual podría estar relacionado con las condiciones del sitio, y con la comunidad de depredadores. Con respecto a las condiciones del sitio, se ha observado que el porcentaje de cobertura vegetal en los diferentes estratos puede influir en la tasa de depredación proporcionando protección visual ante depredadores, tanto en zonas naturales (Michalsky y Norris, 2014) como en zonas urbanas (Jökimaki y Huhta, 2000). Sin embargo, al colocar los nidos cuidé que la cobertura vegetal fuera similar entre los sitios para disminuir su posible efecto en los resultados. Por otro lado, el hábito de los depredadores puede determinar la tasa de depredación en los diferentes estratos, siendo mayor la depredación por mamíferos en estratos bajos y mayor por aves en estratos altos (Remeš, 2005). En este sentido, se esperaba que los depredadores estuvieran asociados a alguna altura específica por su hábito de forrajeo, sin embargo, el único depredador que estuvo asociado a una altura específica fue el ratón (*Peromyscus* sp.), el cual depredó un único nido localizado en el suelo. Por su parte, es interesante que las aves depredaran nidos en todas las alturas, ya que como se mencionó anteriormente, por lo general depredan nidos en estratos arbustivos y arbóreos (Martin, 1993a; Vander Haegen et al., 2002). En este sentido, también llama la atención el hecho de que los tlacuaches hayan depredado nidos en las tres alturas, y cabe señalar que el tlacuache fue el depredador principal de la zona y podría estar influyendo en la similitud del índice de depredación en las tres alturas, ya que cuenta con un amplio hábito de forrajeo (Barrera-Niño y Sánchez, 2014).

Otra variable considerada fue la perturbación antropogénica, entendida en este trabajo como la presencia de caminos, ya que dichos elementos modifican las características ambientales de un sitio (e.g., flujos hidrológicos, erosión del suelo), lo que puede repercutir en la presencia de determinadas especies sensibles al efecto de borde (Trombulak y Frissell, 2000). Por un lado se esperaba una mayor depredación en los nidos cercanos a los caminos, ya que algunos animales se

benefician del efecto de borde y forrajean mayor tiempo en estos sitios (Södeström, 1999). Por otro lado, se esperaba que las especies que son sensibles a los cambios generados por los caminos forrajearan mayor tiempo en las zonas más lejanas a éstos. Contrario a lo esperado, los resultados de este estudio sugieren que los depredadores de nidos del Santuario del Bosque de Niebla prefieren forrajear en sitios lejanos a los caminos y por eso hubo una mayor depredación en estos sitios, apoyando así la idea de la disminución de depredadores en áreas perturbadas por el hombre (Skutch, 1966). Sin embargo, son necesarios estudios que evalúen directamente el efecto de los caminos en la movilidad de las especies depredadoras de nidos. Los resultados generales de este estudio no permiten atribuir la tasa de depredación a alguna variable específica, pese a esto la variación en la distancia desde los nidos hasta los caminos muestran patrones importantes para poder entender estos cambios en la depredación.

El uso de nidos artificiales se ha consolidado como una metodología útil para evaluar la depredación de nidos, a pesar de que estos pueden reflejar patrones inexactos en las tasas de depredación (Berg, 1996; Ibáñez-Álamo et al., 2015). Los resultados de este estudio reflejan la relevancia del método, ya que además de identificar a uno de los principales depredadores de la zona (i.e., *Didelphis* spp.), también se pudo evaluar la influencia que tiene la altura de los nidos en la depredación de estos, con gasto mínimo de recursos durante la revisión de nidos. En este aspecto la comparación de la tasa de depredación de nidos artificiales con nidos naturales en la misma zona puede ser importante para evaluar si existen estrategias por parte de las aves como respuesta a la presión de depredación.

8. CONCLUSIONES GENERALES

La tasa de depredación de nidos artificiales y su relación con las diferentes variables evaluadas estuvieron influenciadas por la comunidad de depredadores presentes en el área de estudio. Este estudio reporta por primera vez mayor depredación en altura intermedia (i.e., altura media, 1.5m) y agregación intermedia

(dos, tres y cuatro nidos), además, dentro de la bibliografía revisada es el primer trabajo en analizar el efecto de la agregación de nidos en una zona peri-urbana.

El uso de nidos artificiales para evaluar la tasa de depredación de nidos en zonas peri-urbanas ayuda a comprender la comunidad de depredadores de un área, así como sus estrategias de forrajeo. Los depredadores registrados en este trabajo son especies que se pueden adaptar tanto a sistemas urbanos como a paisajes naturales (Jokimäki y Huhta, 2000; Barrera-Niño y Sánchez, 2014), lo cual puede explicar la disminución en la diversidad de aves en las zonas urbanas. Sin embargo, es recomendable llevar a cabo estudios con nidos naturales con el objetivo de realizar comparaciones y evaluar la certeza y la información brindada por cada metodología.

La distancia a los caminos es un factor que puede afectar de diferentes formas la movilidad de los organismos y las tasas de depredación de nidos, aunque es necesario evaluar más detalladamente esto, e incluso evaluar mayores distancias.

9. RECOMENDACIONES

A pesar de ser una zona peri-urbana en proceso de restauración, el Santuario de Bosque de Niebla alberga una diversa comunidad de depredadores de nidos. A diferencia de otros estudios en parques manejados, con poda sistemática y eliminación de la cobertura del estrato herbáceo, los resultados de este estudio sugieren que hay una mayor probabilidad de supervivencia en el suelo cuando no existe una eliminación de la cobertura herbácea. En este sentido, para no alterar y modificar la estructura de la vegetación y con ello afectar los procesos de las aves presentes en el Santuario de Bosque de Niebla, es indispensable que las acciones de manejo se limiten a los senderos existentes y no se haga ninguna clase de manejo en las zonas fuera de ellos.

Por otro lado, una de las principales amenazas para la diversidad de aves en el mundo son los gatos ferales o los domésticos en libertad (Loss et al., 2015). En este sentido, la presencia de gatos y perros ferales en el área podrían representar impactos negativos en el éxito de anidación y en la presencia de especies de aves

con hábitos de forrajeo en estratos bajos. Aunque en el presente trabajo no fue posible evaluar su presencia ni su influencia en la comunidad de aves, se sabe que hay gatos ferales en el área y futuros estudios deberían evaluar su impacto en la depredación de nidos así como en la depredación de otros organismos presentes en este tipo de sistemas, tales como el mapache (*Procyon lotor*), la comadreja (*Mustela frenata*), el tlacuache de cuatro ojos (*Philander opossum*) y la zorra gris (*Urocyon cinereoargenteus*) (Williams-Linera, 2007; Gallina et. al., 2016).

El bosque mesófilo de montaña es un ecosistema de relevancia a nivel mundial por su alto valor hidrológico, por la gran biodiversidad que alberga, incluyendo una gran cantidad de endemismos, así como por ser uno de los ecosistemas más amenazados en el mundo (Williams-Linera, 2007). El Santuario del Bosque de Niebla es un área que a pesar de todas las modificaciones que ha sufrido, alberga especies de mamíferos que difícilmente se pueden encontrar dentro de los límites de la ciudad de Xalapa; si bien el contacto con la naturaleza es indispensable para el bienestar humano y se debe impulsar la reconexión de la ciudadanía con la naturaleza, también es cierto que las áreas aledañas a las zonas urbanas son las de mayor riesgo ante el crecimiento poblacional y la expansión del límite urbano, por lo que espacios con remanentes de vegetación nativa deben ser zonas prioritarias para su conservación.

10. BIBLIOGRAFÍA

- Antrop, M. (2000). Changing patterns in the urbanized countryside of Western Europe. *Landscape Ecology*, 15(3), 257–270.
- Aronson, M. F. J., La Sorte, F. A., Nilon, C. H., Katti, M., Goddard, M. A., Lepczyk, C. A., ... Winter, M. (2014). A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity reveals key anthropogenic drivers. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 281(1780), 20133330–20133330.
- Baicich, P. J. & Harrison, C. J. O. (1997). *A guide to the nests, eggs, & nestlings of North American birds*. 2nd ed. Academic Press, San Diego, California. 296.
- Barrera-Niño, V., & Sánchez, F. (2014). Forrajeo de *Didelphis pernigra* (Mammalia: Didelphidae) en un área suburbana de la Sabana de Bogotá, Colombia. *Therya*, 5(1), 289–302.
- Belthoff, J. R. (2005). Using Artificial Nests To Study Nest Predation In Birds. *The American Biology Teacher*, 67(2), 105–110.
- Berg, Å. (1996). Predation on artificial, solitary and aggregated wader nests on farmland. *Oecologia*, 107(3), 343–346.
- Blair, R. B. (1996). Land use and urban species diversity along an urban gradient. *Ecological Applications* 6(2), 506–519.
- Borgmann, K. L., & Rodewald, A. D. (2004). Nest predation in an urbanizing landscape: the role of exotic shrubs. *Ecological Applications*, 14(6), 1757–1765.
- Brown, C. R., & Brown, M. B. (2004). Mark–recapture and behavioral ecology: a case study of Cliff Swallows. *Animal Biodiversity and Conservation*, 27(1), 23–24.
- Buler, J. J., & Hamilton, R. B. (2000). Predation on natural and artificial nests in southern pine forest. *The Auk* 117(3), 739-747.
- Castillo-Campos, G. (1991). *Vegetación y flora del municipio de Xalapa, Veracruz*. INECOL, Xalapa.

- Cervantes-Cornihs, E., Zuria, I. & Castellanos, I. (2009). Depredación de nidos artificiales en cercas vivas de un sistema agro-urbano en Hidalgo, México. *Interciencia* 34(11), 777–783.
- Chace, J. F., & Walsh, J. J. (2006). Urban effects on native avifauna: a review. *Landscape and Urban Planning*, 74(1), 46–69.
- Challenger, A. (1998). Utilización y Conservación de los Ecosistemas Terrestres de México: Pasado, Presente y Futuro. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. CONABIO. Instituto de Biología, Sierra Madre, México, Distrito Federal, México. 847.
- Clergeau, P., Jokimäki, J., & Savard, J. P. L. (2001). Are urban bird communities influenced by the bird diversity of adjacent landscapes? *Journal of applied ecology*, 38(5), 1122–1134.
- Collias, N. E. & Collias, E. C. (2014). *Nest Building and Bird Behavior*. Princeton University Press. 358.
- Colombelli-Négrel, D., & Kleindorfer, S. (2009). Nest height, nest concealment, and predator type predict nest predation in superb fairy-wrens (*Malurus cyaneus*). *Ecological Research*, 24(4), 921–928.
- Croci, S., Butet, A., & Clergeau, P. (2008). Does urbanization filter birds on the basis of their biological traits? *The Condor*, 110(2), 223–240.
- Czech, B., Krausman, P. R., & Devers, P. K. (2000). Economic Associations among Causes of Species Endangerment in the United States. *BioScience*, 50(7), 593–601.
- Eldredge, N., Horenstein, N. (2014). *Concrete jungle: New York City and our last best hope for a sustainable future*. University of California Press, Oakland, CA, U.S.A
- Escobar-Ibáñez, J. F. & MacGregor-Fors, I. (2016). Peeking into the past to plan the future: Assessing bird species richness in a neotropical city. *Urban Ecosystems*, 19(2), 657–667.
- Fahrig, L., & Rytwinski, T. (2009). Effects of roads on animal abundance: an empirical review and synthesis. *Ecology and society*, 14(1), 21.

- Fischer, J. D., Cleeton, S. H., Lyons, T. P. & Miller, J. R. (2012). Urbanization and the Predation Paradox: The Role of Trophic Dynamics in Structuring Vertebrate Communities. *BioScience* 62(9), 809-818.
- Fischer, J. D., Schneider, S. C., Ahlers, A. A., & Miller, J. R. (2015). Categorizing wildlife responses to urbanization and conservation implications of terminology: Terminology and urban conservation. *Conservation Biology*, 29(4), 1246–1248.
- Forman, R. T., & Alexander, L. E. (1998). Roads and their major ecological effects. *Annual review of ecology and systematics*, 29(1), 207–231.
- Fuller, R. A., Warren, P. H., Armsworth, P. R., Barbosa, O., & Gaston, K. J. (2008). Garden bird feeding predicts the structure of urban avian assemblages. 14(1), 131–137.
- Gallina, S., López-Colunga, P., Valdespino, C., & Farías, V. (2016). Abundancia relativa de la zorra gris *Urocyon cinereoargenteus* (Carnívora: Canidae) en la zona centro de Veracruz, México. *Revista de Biología Tropical*, 64(1).
- García, E. (1981). Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana). Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F. 252.
- Gering, J. C., & Blair, R. B. (1999). Predation on artificial bird nests along an urban gradient: predatory risk or relaxation in urban environments? *Ecography*, 22(5), 532–541.
- Gehrt, S. D. (2005). Seasonal survival and cause-specific mortality of urban and rural striped skunks in the absence of rabies. *Journal of Mammalogy*, 86(6), 1164–1170.
- Gehrt, S. D., Anchor, C., & White, L. A. (2009). Home Range and Landscape Use of Coyotes in a Metropolitan Landscape: Conflict or Coexistence? *Journal of Mammalogy*, 90(5), 1045–1057.

- Godefroid, S., & Koedam, N. (2003). Distribution pattern of the flora in a peri-urban forest: an effect of the city–forest ecotone. *Landscape and Urban Planning*, 65(4), 169–185.
- González-Espinosa, M., Meave, J. A., Ramírez-Marcial, N., Toledo-Aceves, T., Lorea-Hernández, F. G., & Ibarra-Manríquez, G. (2012). Los bosques de niebla de México: conservación y restauración de su componente arbóreo. *Revista Ecosistemas*, 21(2), 36–52.
- González-García, F., Straub, R., Lobato-García, J. A., & MacGregor-Fors, I. (2014). Birds of a neotropical green city: an up-to-date review of the avifauna of the city of Xalapa with additional unpublished records. *Urban Ecosystems*, 17(4), 991–1012.
- Grimm, N. B., Faeth, S. H., Golubiewski, N. E., Redman, C. L., Wu, J., Bai, X., & Briggs, J. M. (2008). Global Change and the Ecology of Cities. *Science*, 319(5864), 756–760.
- Gual-Díaz, M., & Rendón-Correa, A. (2014). Bosques mesófilos de montaña en México: diversidad, ecología y manejo. México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Gutzwiller, K. J., & Barrow, W. C. (2003). Influences of roads and development on bird communities in. *Biological Conservation*, 113(2), 225–237.
- Hausmann, F., Catterall, C. P., & Piper, S. D. (2005). Effects of Edge Habitat and Nest Characteristics on Depredation of Artificial Nests in Fragmented Australian Tropical Rainforest. *Biodiversity and Conservation*, 14(10), 2331–2345.
- Horn, H. S. (1968). The Adaptive Significance of Colonial Nesting in the Brewer's Blackbird (*Euphagus cyanocephalus*). *Ecology*, 49(4): 682–694.
- Ibáñez-Álamo, J. D., Magrath, R. D., Oteyza, J. C., Chalfoun, A. D., Haff, T. M., Schmidt, K. A., ... Martin, T. E. (2015). Nest predation research: recent findings and future perspectives. *Journal of Ornithology*, 156(S1), 247–262.

- (INEGI) Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática. 2016. Gaia: Mapa Digital de México V6.1. Fecha de consulta: 7 de mayo de 2016. <http://gaia.inegi.org.mx/mdm6/>
- Jokimäki, J., & Huhta, E. (2000). Artificial nest predation and abundance of birds along an urban gradient. *The Condor*, 102(4), 838.
- Jokimäki, J., Kisanlahti-Jokimäki, M.L., Sorace, A., Fernández-Juricic, E., Rodríguez-Prieto, I., & Jimenez, M. D. (2005). Evaluation of the “safe nesting zone” hypothesis across an urban gradient: a multi-scale study. *Ecography*, 28(1), 59–70.
- Justice, M. J., & Justice, T. C. (2016). Attraction of Insects to Incandescent, Compact Fluorescent, Halogen, and Led Lamps in a Light Trap: Implications for Light Pollution and Urban Ecologies. *Entomological News*, 125(5), 315–326.
- King, D. I., DeGraaf, R. M., Griffin, C. R. & Maier, T. J. (1999). Do predation rates on artificial nest accurately reflect predation rates on natural bird nests?. *Journal of Field Ornithology* 70(2), 257–262.
- Lack, D. (1968). *Ecological adaptations for breeding in birds*. Chapman & Hall, London.
- Laurance, S. G. (2004). Responses of understory rain forest birds to road edges in central Amazonia. *Ecological Applications*, 14(5), 1344–1357.
- Lemoine Rodríguez, R. (2012). Cambios en la cobertura vegetal de la ciudad de Xalapa-Enríquez, Veracruz y zonas circundantes entre 1950 y 2010. Recuperado a partir de <http://cdigital.uv.mx/handle/123456789/31206>
- Lepczyk, C. A., Flather, C. H., Radeloff, V. C., Pidgeon, A. M., Hammer, R. B., & Liu, J. (2008). Human Impacts on Regional Avian Diversity and Abundance. *Conservation Biology*, 22(2), 405–416.
- Loss, S. R., Will, T., & Marra, P. P. (2015). Direct Mortality of Birds from Anthropogenic Causes. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 46(1), 99–120.

- López-Flores, V., MacGregor-Fors, I., & Schondube, J. E. (2009). Artificial nest predation along a Neotropical urban gradient. *Landscape and Urban Planning*, 92(2), 90–95.
- López-Barrera, F. (2004). Estructura y función en bordes de bosques. *Revista Ecosistemas*, 13(1), 67–77.
- MacGregor-Fors, I. (2008). Relation between habitat attributes and bird richness in a western Mexico suburb. *Landscape and Urban Planning*, 84(1), 92–98.
- MacGregor-Fors, I. (2010). How to measure the urban-wildland ecotone: redefining “peri-urban” areas. *Ecological Research*, 25(4), 883–887.
- MacGregor-Fors, I., & Schondube, J. E. (2011). Gray vs. green urbanization: Relative importance of urban features for urban bird communities. *Basic and Applied Ecology*, 12(4), 372–381.
- MacGregor-Fors, I. & Ortega-Álvarez R., eds. (2013) *Ecología Urbana: Experiencias en América Latina*. Disponible en línea: www1.inecol.edu.mx/libro_ecologia_urbana.
- Martin, T. E. (1987). Artificial nest experiments: effects of nest appearance and type of predators. *Condor* 89(1), 925–928.
- Martin, T.E. (1988). On the advantage of being different: nest predation and the coexistence of bird species. *PNAS* 85(1), 2196–2199.
- Martin, T.E. (1993). Nest predation among vegetation layers an habitat types: Revising the Dogmas. *The American Naturalist* 141(6), 897-913.
- Martin, T. E. (1993a). Nest predation and nest sites: new perspectives on old patterns. *BioScience* 43(8), 523–532.
- Martin, T.E. (1995). Avian life history evolution in relation to nest sites, nest predation and food. *Ecological Monographs* 65(1), 101–127.
- Marzluff, J. M., McGowan, K. J., Donnelly, R., & Knight, R. L. (2001). Causes and consequences of expanding American Crow populations. *Avian ecology and conservation in an urbanizing world*, 331–363.
- Marzluff, J. M., Withey, J. C., Whittaker, K. A., David Oleyar, M., Unfried, T. M., Rullman, S., & Delap, J. (2007). Consequences of habitat utilization by

nest predators and breeding songbirds across multiple scales in an urbanizing landscape. *The Condor*, 109(3), 516.

- Massoni, V., & Rebores, J. C. (2001). Number of close spatial and temporal neighbors decreases the probability of nest failure and Shiny Cowbird parasitism in colonial Yellow-winged Blackbirds. *The Condor*, 103(3), 521–529.
- Mayfield, H. F. (1975). Suggestions for calculating nest success. *Wilson Bulletin* 87(1), 456–466.
- McDonnell, M. J., & Pickett, S. T. A. (1990). Ecosystem Structure and Function along Urban-Rural Gradients: An Unexploited Opportunity for Ecology. *Ecology*, 71(4), 1232–1237.
- McDonnell, M.J. (2011). The History of Urban Ecology. An Ecologist's Perspective. En *Urban Ecology: Patterns, Processes, and Applications*. Oxford University Press. 5-13 de Jari Niemelä, Jürgen H. Breuste, Thomas Elmqvist, Glenn Guntenspergen, Philip James and Nancy E. McIntyre, editors.
- McDonnell, M. J., & Hahs, A. K. (2015). Adaptation and Adaptedness of Organisms to Urban Environments. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 46(1), 261–280.
- McDonnell, M. J., & MacGregor-Fors I. (2016). The ecological future of cities. *Science*, 352, 936–938.
- McKinney, M. L. (2002). Urbanization, biodiversity, and conservation. *BioScience*, 52(10), 883–890.
- McKinney, M. L. (2006). Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*, 127(3), 247–260.
- McKinney, M. L. (2008). Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban Ecosystems*, 11(2), 161–176.
- Melville, H. I. A. S., Conway, W. C., Morrison, M. L., Comer, C. E., & Hardin, J. B. (2014). Artificial Nests Identify Possible Nest Predators of Eastern Wild Turkeys. *Southeastern Naturalist*, 13(1), 80–91.

- Menezes, J.C.T., & Marini, M.A. (2017). Predators of bird nests in the Neotropics: a review 88(2):99-114.
- Michalski, F., & Norris, D. (2014). Artificial nest predation rates vary depending on visibility in the eastern Brazilian Amazon. *Acta Amazonica*, 44(3), 393–396.
- Mikami, O. K. (2006). A new approach to understanding the evolutionary conditions leading to colonial breeding: a comparison of colonial breeding with solitary territorial breeding and solitary non-territorial breeding. *Journal of Avian Biology*, 37(2), 125–130.
- Murcia, C. (1995). Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10(2), 58–62.
- Murgui, E., & Hedblom, M. (Eds.). (2017). *Ecology and Conservation of Birds in Urban Environments*. Cham: Springer International Publishing.
Recuperado a partir de <http://link.springer.com/10.1007/978-3-319-43314-1>
- Niemelä, J. (1999). Ecology and urban planning. *Biodiversity & Conservation*, 8(1), 119–131.
- Norment, C. J., Stehn, R. A., Fischer, J. B., & Moser, T. (2015). Sabine’s Gull (*Xema sabini*) Nesting Aggregations in Western Alaska. *Northwestern Naturalist*, 96(2), 101–106.
- (ONU) United Nations, Department of Economic and Social Affairs, & Population Division. (2014). *World urbanization prospects: the 2014 revision : highlights*.
- Ortega-Álvarez, R., & MacGregor-Fors, I. (2011). Spreading the word: the ecology of urban birds outside the United States, Canada, and Western Europe. *The Auk*, 128(2), 415–418.
- Pärt, T., & Wretenberg, J. (2002). Do artificial nests reveal relative nest predation risk for real nests? *Journal of avian biology*, 33(1), 39–46.
- Posa, M. R. C., Sodhi, N. S., & Koh, L. P. (2007). Predation on artificial nests and caterpillar models across a disturbance gradient in Subic Bay, Philippines. *Journal of Tropical Ecology*, 23(1), 27–33.

- Purger, J. J., Kletečki, E., Trócsányi, B., Mužinić, J., Széles, G. L., & Lanszki, J. (2015). Daily Survival Rates of Eggs in Artificial Ground and Shrub Bird Nests on Small Adriatic Islands. *Ardeola*, 62(2), 383–390.
- Remeš, V. (2005). Birds and rodents destroy different nests: a study of Blackcap *Sylvia atricapilla* using the removal of nest concealment. *Ibis*, 147(1), 213–216.
- Ries, L., Fletcher, R. J. Jr., Battin, J. & Sisk, T.D. (2004). Ecological responses to habitat edges: mechanisms, models, and variability explained. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 35(1), 491–522.
- Rivera-López, A., & MacGregor-Fors, I. (2016). Urban predation: a case study assessing artificial nest survival in a neotropical city. *Urban Ecosystems*, 19(2), 649–655.
- Rodewald, A. D., & Yahner, R. H. (2001). Influence of Landscape Composition on Avian Community Structure and Associated Mechanisms. *Ecology*, 82(12), 3493.
- Rodriguez-Martínez, S., Carrete, M., Roques, S., Rebolo-Ifrán, N., & Tella, J. L. (2014). High Urban Breeding Densities Do Not Disrupt Genetic Monogamy in a Bird Species. *PLoS ONE*, 9(3), e91314.
- Rojas-Soto, O. R., MacGregor-Fors, I., Díaz-Castelazo, C., Molina-García, Á., & Maldonado-Hernández, C. (2014). The role of birds in the acacia—ant interaction: New insights from nest predation. *Écoscience*, 21(1), 56–60.
- Rolland, C., Danchin, E. y de Fraipont, M. (1998). The evolution of coloniality in birds in relation to food, habitat, predation, and life-history traits: a comparative analysis. *American Society of Naturalist*, 151(6), 514–529.
- Roper, J.J. (2000). Experimental analysis of nest-sites and nest predation for a neotropical bird: stuck between a rock and a hard place. *Ararajuba* 8(2), 85–91.
- Rzedowski, (1978). *La vegetación de México*. Editorial Limusa. México, D.F. 478.

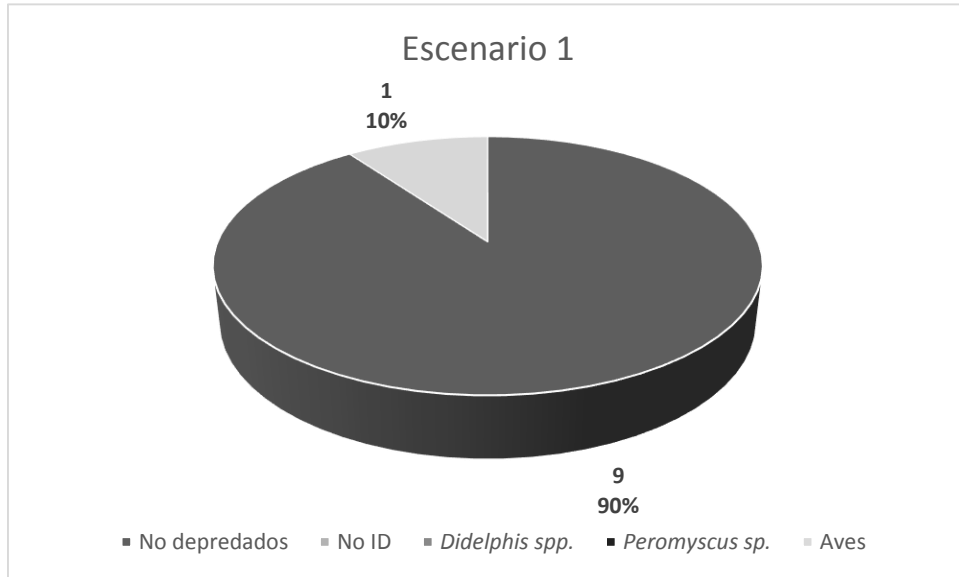
- Sachs, J. L., Hughes, C. R., Nuechterlein, G. L., & Buitron, D. (2007). Evolution of coloniality in birds: a test of hypotheses with the red-necked grebe (*Podiceps grisegena*). *The Auk*, 124(2), 628.
- Schneider, S. C., Fischer, J. D., & Miller, J. R. (2015). Two-sided edge responses of avian communities in an urban landscape. *Urban Ecosystems*, 18(2), 539–551.
- Shochat, E., Warren, P., Faeth, S., McIntyre, N., & Hope, D. (2006). From patterns to emerging processes in mechanistic urban ecology. *Trends in Ecology & Evolution*, 21(4), 186–191.
- Shochat, E., Lerman, S. B., Anderies, J. M., Warren, P. S., Faeth, S. H., & Nilon, C. H. (2010). Invasion, Competition, and Biodiversity Loss in Urban Ecosystems. *BioScience*, 60(3), 199–208.
- Simon, U., Kübler, S., & Böhner, J. (2007). Analysis of breeding bird communities along an urban-rural gradient in Berlin, Germany, by Hasse Diagram Technique. *Urban Ecosystems*, 10(1), 17–28.
- Skutch, A.F. (1966). A breeding bird census and nesting success in Central America. *Ibis* 108(1), 1–16.
- Söderström, B. (1999). Artificial nest predation rates in tropical and temperate forests: a review of the effects of edge and nest site. *Ecography*, 22(4), 455–463.
- Thieme, J. L., Rodewald, A. D., Brown, J., Anchor, C., & Gehrt, S. D. (2015). Linking Grassland and Early Successional Bird Territory Density to Predator Activity in Urban Parks. *Natural Areas Journal*, 35(4), 515–532.
- Trombulak, S.C., & Frissell, C. A. (2000). Review of Ecological Effects of Road on Terrestrial and Aquatic Communities. *Conservation Biology*, 14(1), 18-30.
- Vander Haegen, W. M., Schroeder, M. A., & DeGraaf, R. M. (2002). Predation on real and artificial nests in shrubsteppe landscapes fragmented by agriculture. *The Condor*, 104(3), 496–506.
- VanderWerf, E. A. (2001). Rodent control decreases predation on artificial nests in o'ahu 'elepaio habitat. *Journal of Field Ornithology*, 72: 448–457.

- Vincze, E., Seress, G., Lagisz, M., Nakagawa, S., Dingemanse, N. J., & Sprau, P. (2017). Does Urbanization Affect Predation of Bird Nests? A Meta-Analysis. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 5.
- Walker, L. E., & Marzluff, J. M. (2015). Recreation changes the use of a wild landscape by corvids. *The Condor*, 117(2), 262–283.
- Weissbrod, L., Bar-Oz, G., Cucchi, T., & Finkelstein, I. (2013). The urban ecology of Iron Age Tel Megiddo: using microvertebrate remains as ancient bio-indicators. *Journal of Archaeological Science*, 40(1), 257–267.
- White, G. y Burnham, K. (1999). Program MARK: Survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study* 46(suppl), 120-139.
- Williams Linera, G. (2007). El bosque de niebla del centro de Veracruz: ecología, historia y destino en tiempos de fragmentación y cambio climático. Instituto de Ecología, A.C.-CONABIO. Xalapa, Veracruz.
- Zuria, I., Gates, J. E., & Castellanos, I. (2007). Artificial nest predation in hedgerows and scrub forest in a human-dominated landscape of central Mexico. *Acta Oecologica*, 31(2), 158–167.

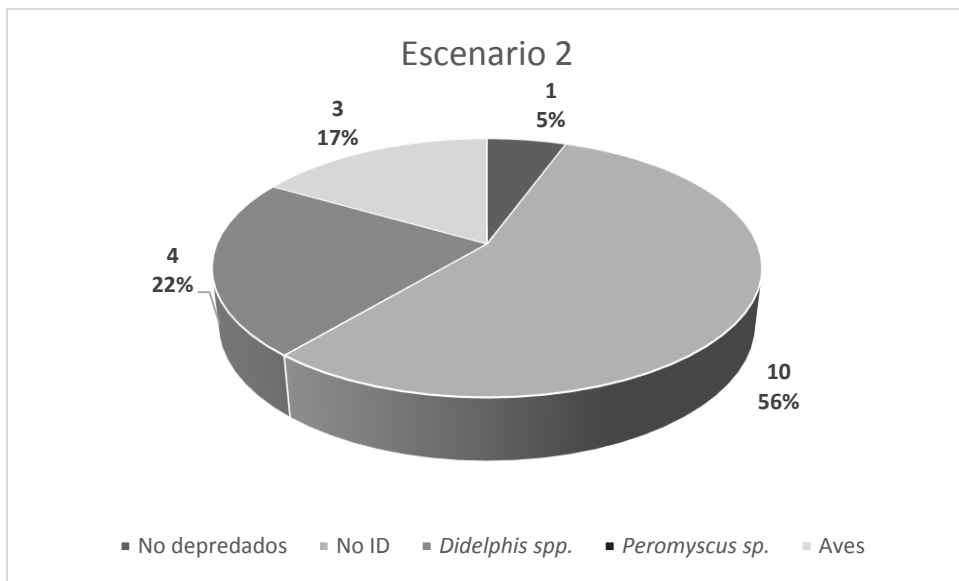
11. ANEXOS

11.1 Anexo 1

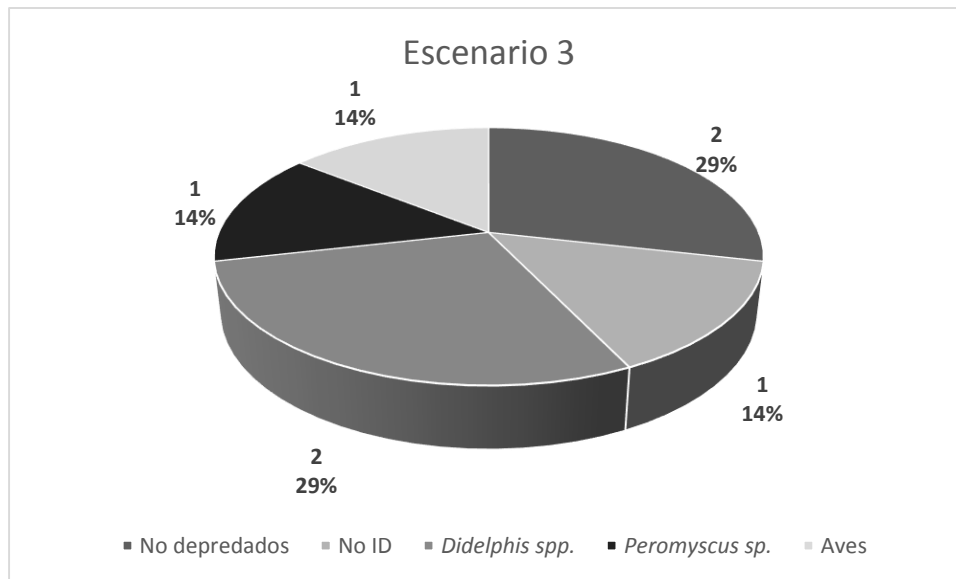
Gráficas circulares para cada uno de los escenarios de los árboles de regresiones en los que se excluyó la variable “depredador”



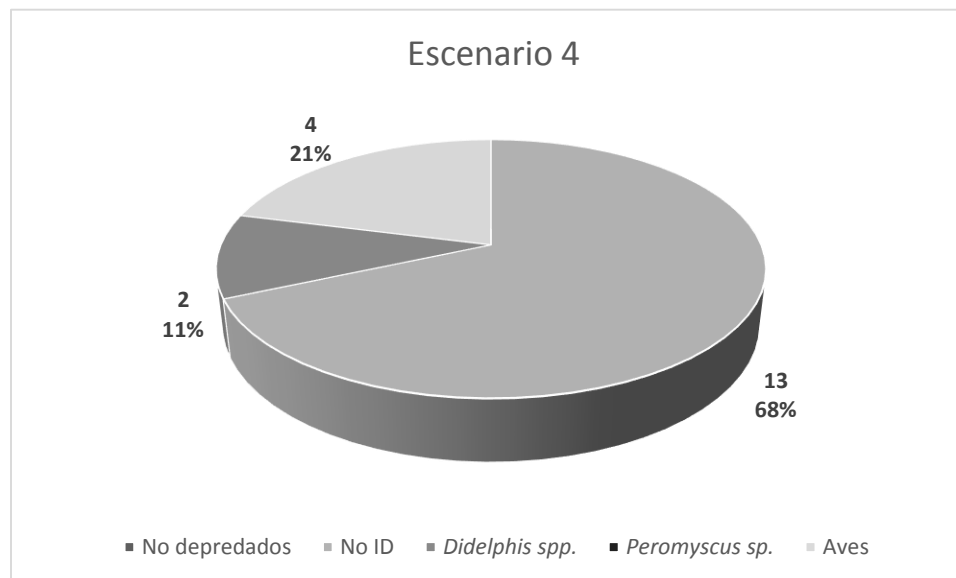
Escenario con 10% de depredación de nidos que considera nidos con una distancia a caminos mayor o igual a 635cm pero menor a 1012cm



Escenario con ~94% de depredación de nidos que considera nidos con una distancia a caminos menor a 635cm



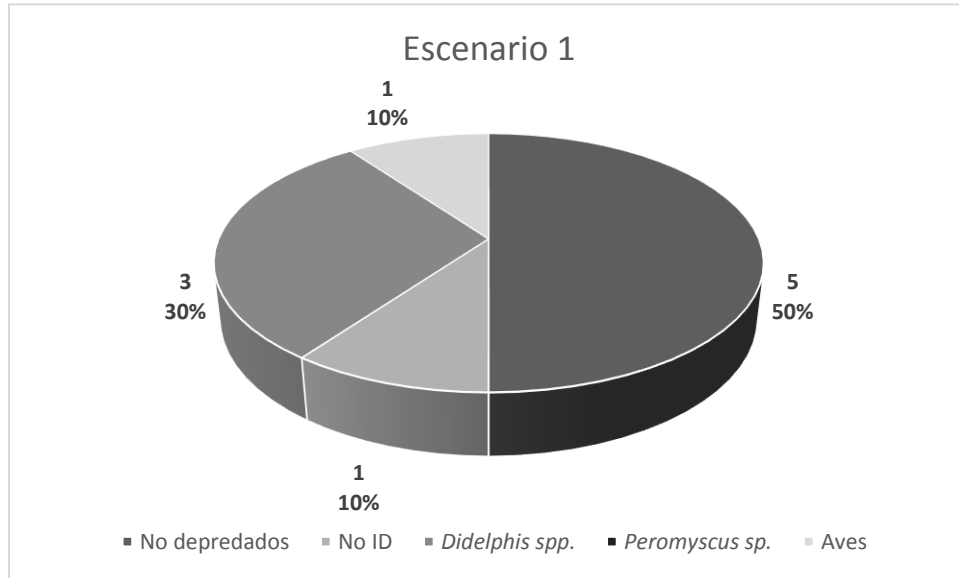
Escenario con ~71% de depredación de nidos que considera nidos con una distancia a caminos mayor a 1012cm y colocados en suelo (0m)



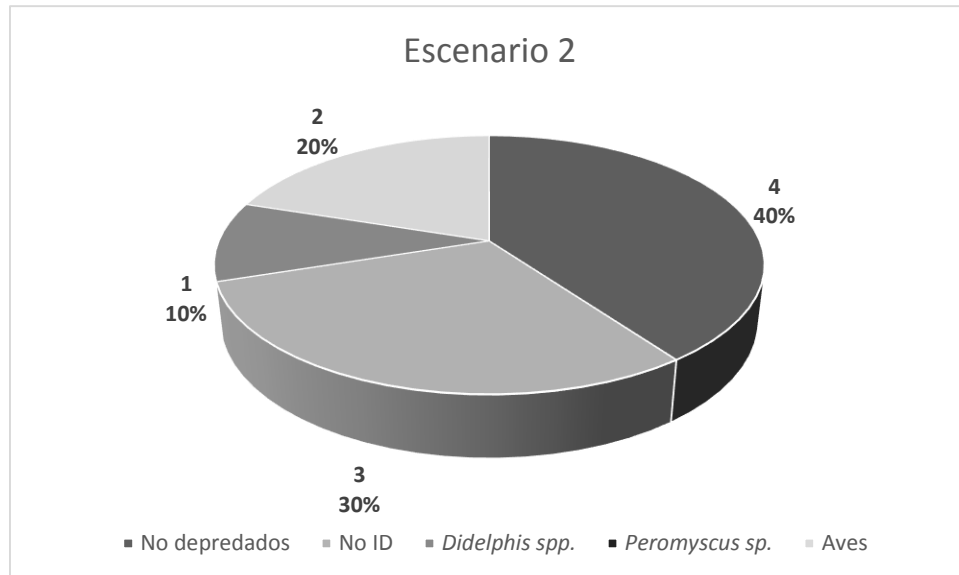
Escenario con 100% de depredación de nidos que considera nidos con una distancia a caminos mayor a 1012cm y colocados a 1.5m y a 3m de altura

11.2 Anexo 2

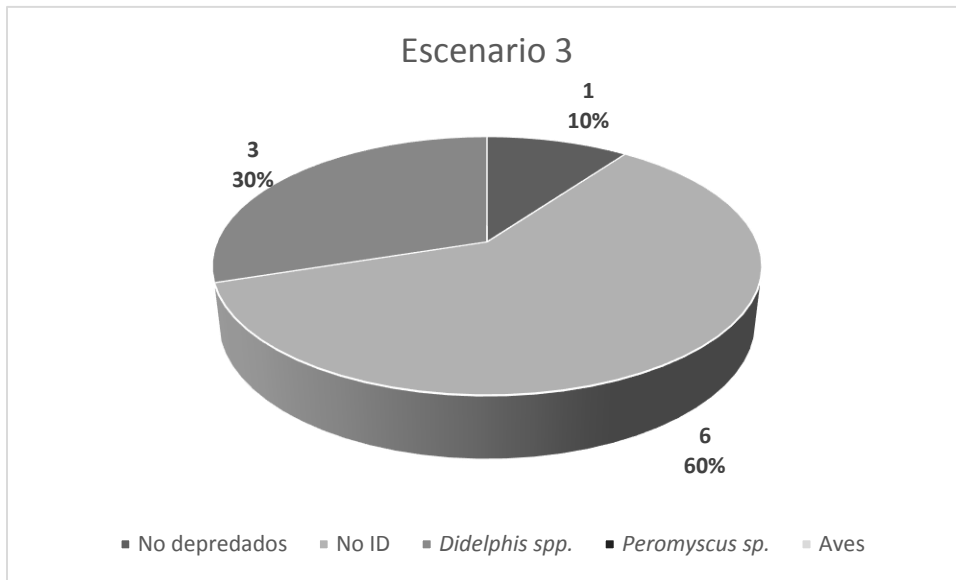
Gráficas circulares por escenario del árbol de regresión que incluyo únicamente las variables de “agregación” y “altura”



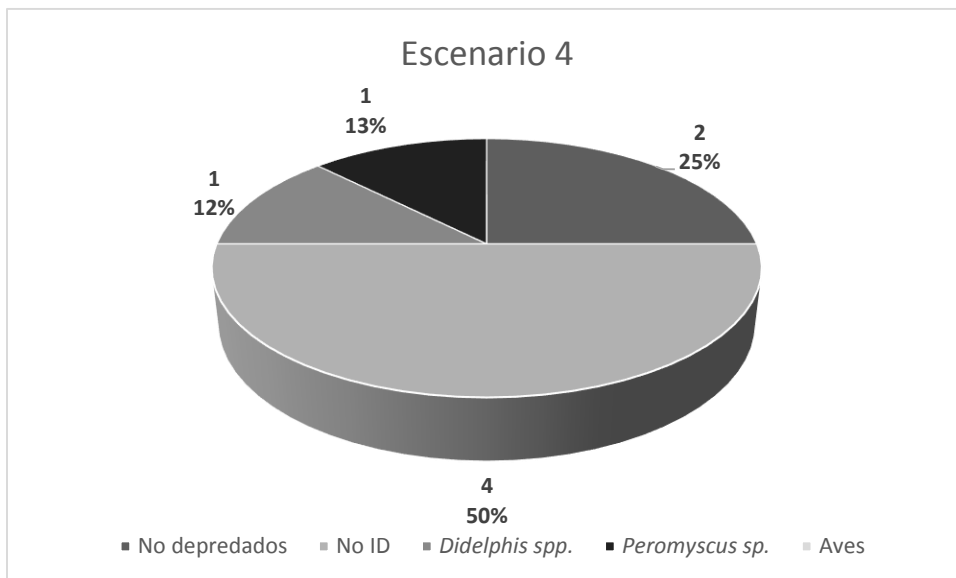
Escenario con 50% de depredación de nidos que considera nidos con agregación de 4 y 6 nidos y colocados en suelo (0m)



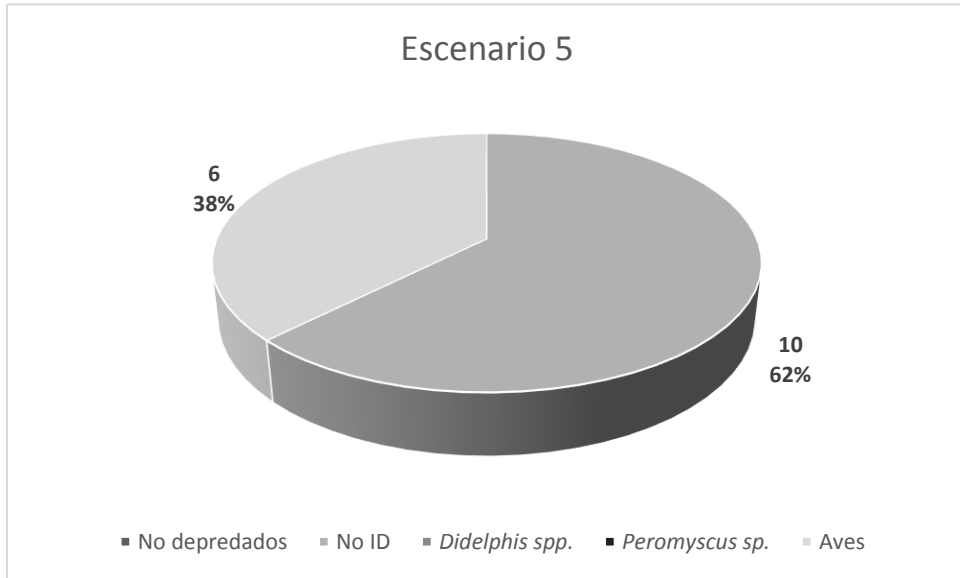
Escenario con 60% de depredación de nidos que considera nidos con agregación de 4 y 6 nidos y colocados a 3m de altura



Escenario con 90% de depredación de nidos que considera nidos con agregación de 4 y 6 nidos y colocados a 3m de altura



Escenario con 75% de depredación de nidos que considera nidos sin agregación (1 nido), con agregación de 2 y 3 nidos y colocados en suelo (0m)



Escenario con 100% de depredación de nidos que considera nidos sin agregación (1 nido), con agregación de 2 y 3 nidos y colocados a 1.5m y a 3m de altura