



Universidad Autónoma de Tlaxcala

Centro Tlaxcala de Biología de la Conducta
Posgrado en Ciencias Biológicas

Patrones de distribución, riqueza y abundancia de una
comunidad de búhos y lechuzas en los Parques Nacionales
La Malinche e Iztaccíhuatl-Popocatepetl: Influencia de la
actividad humana y otras variables ambientales

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE
DOCTOR (A) EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

P r e s e n t a

Andrés Eduardo Estay Stange

Director

Dr. Ricardo Rodríguez Estrella

Codirector

Dr. Amando Bautista Ortega

Tlaxcala, Tlax.

Marzo, 2016



Universidad Autónoma de Tlaxcala

Centro Tlaxcala de Biología de la Conducta
Posgrado en Ciencias Biológicas

Patrones de distribución, riqueza y abundancia de una
comunidad de búhos y lechuzas en los Parques Nacionales
La Malinche e Iztaccíhuatl-Popocatepetl: Influencia de la
actividad humana y otras variables ambientales

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE

DOCTOR EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

P r e s e n t a

Andrés Eduardo Estay Stange

Director

Dr. Ricardo Rodríguez Estrella

Codirector

Dr. Amando Bautista Ortega

Comité Tutorial

Dra. Blanca Estela Hernández Baños
Dr. Martín Alejandro Serrano Meneses

Tlaxcala, Tlax.

Marzo, 2016

Hoja de financiamiento

Este proyecto fue desarrollado en el Parque Nacional La Malinche y el Parque Nacional Iztaccíhuatl-Popocatepetl, en Puebla, Tlaxcala y Estado de México.

Financiamiento:

- Beca CONACYT (218166 a AEES)
- Proyecto SEP-CONACyT (155956) a RRE
- Premio por Amor al Planeta (Volkswagen) en su convocatoria 2012

Agradecimientos

Se agradece a las siguientes instituciones y dependencias:

- Posgrado del Centro Tlaxcala de Biología de la Conducta, UAT
- Al financiamiento de la beca CONACYT (218166 a AEES)
- Al Proyecto SEP-CONACyT (155956) a RRE
- Así como el apoyo derivado del Premio por Amor al Planeta (Volkswagen) en su convocatoria 2012
- A los miembros del comité tutorial
 - Dr. Ricardo Rodríguez Estrella
 - Dr. Amando Bautista Ortega
 - Dra. Blanca Estela Hernández Baños
 - Dr. Martín Alejandro Serrano Meneses

Agradecimientos a título personal

Quiero agradecer principalmente a mi familia, por todas las enseñanzas, apoyo y motivación que me han brindado para concluir esta etapa. En especial quiero agradecer a mis padres, por enseñarme que las cosas se pueden hacer únicamente por el placer de hacerlas, que un doctorado no es un logro ni una meta, es un paso más para desarrollarte en lo que te hace feliz.

A Begoña García por caminar a mi lado y acompañarme en los altos y bajos de estos años, por resistir pacientemente mis meses de ausencia por el trabajo de campo y por entender mis ganas y mi interés de aprender cada vez más.

Al Dr. Ricardo Rodríguez Estrella, por la paciencia y dedicación demostrada no solo conmigo, sino con todos sus estudiantes. Pero más importante, por enseñarme que la ciencia también se hace por gusto y por pasión y por transmitirme esa pasión.

Al Dr. Amando Bautista, por brindarme el apoyo para el desarrollo de este proyecto y animarme a seguir adelante, después del examen de candidatura.

A la Dra. Margarita Martínez, por impulsarme a seguir en mi desarrollo académico y por la confianza que ha depositado en mí a lo largo de todos estos años.

A Salvador Loranca, no sólo fuimos compañeros de posgrado, también verdaderos amigos y ahora colaboradores, con miras a trabajar por el bien de la conservación de aves rapaces. También por compartir su conocimiento e impulsarme a desarrollar los nuevos proyectos en los que nos involucraremos.

A Lilian Crisanto, Sandra José, Eder Ramírez y Erick Gómez por su apoyo en el trabajo de campo, su participación sirvió para concluir de buena manera el proyecto. Su energía y entrega facilitaron esas largas noches de subir los volcanes con frío y nieve.

Resumen

La variación de las poblaciones de aves rapaces nocturnas, con relación a las asociaciones vegetales, permitirá entender las variables que influyen su distribución así como desarrollar estrategias de conservación efectivas. En este estudio se presenta información sobre la comunidad de rapaces nocturnas en los diferentes tipos de vegetación de dos volcanes del Eje Neovolcánico Transversal, el Parque Nacional La Malinche (PNLM) y el Parque Nacional Iztaccíhuatl-Popocatepetl (PNIP). A través de la emisión de puntos fijos se registraron 7 especies en el volcán la Malinche y 6 en Iztaccíhuatl. En ambos volcanes dos especies fueron identificadas como generalistas en relación a los tipos de vegetación, *Bubo virginianus* (PNLM $Bi=0,740$; PNIP $Bi=0.989$) y *Tyto alba* (PNLM $Bi=0,630$; PNIP $Bi=0,432$) y como especialistas en el PNLM *P. flammeolus* ($Bi=0,00$) y en el PNIP *M. whitneyi* ($Bi=0,00$). La diversidad fue mayor en los sitios de pino (PNLM $H'=1.532$; PNIP $H'=1.533$) y oyamel (PNLM $H'=1.215$; PNIP $H'=0.936$) comparado con los sitios de pastizal (PNLM $H'=0,00$; PNIP $H'=0.693$). Se encontró que la similitud de especies de búhos entre los diferentes tipos de vegetación en ambos volcanes fue alta entre las asociaciones de bosque pino y bosque de oyamel (PNLM $I_{M-H}= 0.82$; PNIP $I_{M-H} = 0.69$) y baja en comparación de sitios de pino con sitios urbanos (PNLM $I_{M-H} = 0.11$; PNIP $I_{M-H} = 0.04$) en ambos volcanes.

Las variables que influyen en la presencia y abundancia de las especies de aves rapaces nocturnas fueron la altitud, distancia a terrenos de cultivo, distancia a sitios urbanos, latitud, pendiente de terreno, bosque de oyamel y bosque de pino; dichas variables muestran que la tendencia es que la urbanización afecta de forma negativa y que la vegetación de bosque de pino favorece la presencia y abundancia de aves rapaces nocturnas.

Índice

1. INTRODUCCIÓN.....	1
2. ANTECEDENTES	5
2.1 Efectos de la perturbación humana en las poblaciones de aves rapaces diurnas	5
2.2 Efecto de la perturbación humana en aves las poblaciones de rapaces nocturnas..	6
2.3 Riqueza de aves en México.....	9
3. JUSTIFICACIÓN.....	10
4. HIPÓTESIS	12
5. OBJETIVOS.....	12
5.1 Objetivo general.....	12
5.2 Objetivos específicos	12
6. ÁREA DE ESTUDIO.....	13
Figura 1. Área de estudio, (1) PNLM, (2) PNIP	13
Figura 2. Asentamientos urbanos en la zona de influencia del PNLM	14
Figura 3. Uso de suelo en el PNLM	15
Figura 4. Asentamientos urbanos en la zona de influencia del PNIP.	16
Figura 5. Uso de suelo en el PNIP	18
7. METODOLOGÍA.....	18
Figura 6. Sitios de muestreo en el PNLM (1) y el PNIP (2)	19
7.1 Amplitud de hábitat	21
7.2 Diversidad de especies.....	21
7.3 Modelo de distribución de especies	23
7.4 Análisis de datos	24
Tabla 9. Variables consideradas para los modelos lineales generalizados en este trabajo.....	25
7.5 Descripción de variables	25
8. RESULTADOS	27
Tabla 10. Horas invertidas y puntos de muestreo por año.	27
Tabla 11. Distribución de puntos de muestreo en los diferentes tipos de vegetación en el PNLM y el PNIP.....	28
Tabla 12. Número de individuos por especie de aves rapaces nocturnas residentes en el PNLM y el PNIP.....	28
Figura 7. Comparación de proporción de especies PNLM y PNIP.....	29

Tabla 13. Índice de Levins para el PNLM y el PNIP.....	29
Tabla 14. Índice de Shannon para el PNLM y el PNIP.....	30
8.1 Similitud de la comunidad entre sitios.....	30
Tabla 15. Índice Morisita Parque Nacional La Malinche mostrando la similitud de rapaces nocturnas entre los tipos de vegetación.....	31
Tabla 16. Índice Morisita Parque Nacional Iztaccíhuatl-Popocatepetl	31
Tabla 17. Índice Morisita-Horn PNLM y PNIP.....	32
8.3 Relación de variables con la abundancia de especies de rapaces nocturnas en el PNLM.	32
Tabla 18. Relación de variables con la abundancia de <i>B. virginianus</i> en el PNLM	33
Tabla 19. Relación de variables con la abundancia de <i>G. gnoma</i> en el PNLM.....	33
Tabla 20. Relación de variables con la abundancia de <i>M. whitneyi</i> en el PNLM ...	34
8.4 Relación de variables con la presencia de especies de rapaces nocturnas en el PNLM.	34
Tabla 21. Relación de variables con la presencia de <i>B. virginianus</i> en el PNLM ..	35
Tabla 22. Relación de variables con la presencia de <i>G. gnoma</i> en el PNLM	35
8.5 Relación de variables con la abundancia de especies de rapaces nocturnas en el PNIP.....	36
Tabla 23. Relación de variables con la abundancia de <i>T. alba</i> en el PNIP.....	36
Tabla 24. Relación de variables con la abundancia de <i>M. kennicottii</i> en el PNIP ..	37
Tabla 25. Relación de variables con la abundancia de <i>B. virginianus</i> en el PNIP..	37
Tabla 26. Relación de variables con la abundancia de <i>A. acadicus</i> en el PNIP.....	38
8.6 Relación de variables con la presencia de especies de rapaces nocturnas en el PNIP. Modelos GLM.....	38
Tabla 27. Relación de variables con la presencia de <i>T. alba</i> en el PNIP.....	38
Tabla 28. Relación de variables con la presencia de <i>M. kennicottii</i> en el PNIP	39
Tabla 29. Relación de variables con la presencia de <i>B. virginianus</i> en el PNIP.....	40
Tabla 30. Relación de variables con la presencia de <i>A. acadicus</i> en el PNIP.....	40
8.7 Modelos GLM y variables influyentes. Análisis de la comunidad de rapaces nocturnas.....	41
Tabla 31. Relación de variables con la abundancia de aves rapaces nocturnas en el PNIP y el PNLM	42
Tabla 32. Relación de variables con la presencia de aves rapaces nocturnas en el PNIP y el PNLM	42

Tabla 33. Relación de variables con la presencia y abundancia de aves rapaces nocturnas en el PNIP y el PNLM	43
9. DISCUSIÓN.....	44
9.1 Nuevos registros de aves rapaces nocturnas en el PNLM y el PNIP.....	44
9.2 Abundancia de especies en el PNLM y el PNIP.....	45
9.3 Relación de variables ambientales, presencia y abundancia de aves rapaces nocturnas en el PNLM y el PNIP.....	48
9.4 Relación de variables ambientales y actividad humana con la comunidad de aves rapaces nocturnas en el PNLM y el PNIP.....	50
10. CONCLUSIONES.....	52
11. PERSPECTIVAS Y RECOMENDACIONES.....	54
12. REFERENCIAS	56

1. INTRODUCCIÓN

La distribución y abundancia de las especies están influenciadas por factores bióticos y abióticos (Begon et al., 2006). Entre las variables abióticas que inciden en la distribución y abundancia de las especies se encuentra la temperatura, la precipitación, el clima en general, el tipo de suelo, la pendiente y la orografía, entre otras (Rodríguez-Estrella y Bojórquez, 2004; Sergio et al., 2004; Piorecky y Prescott, 2006; Stevens et al., 2011; Peterson y Robins, 2003). Entre los factores biológicos que influyen en estos patrones se encuentra la predación, la disponibilidad del alimento y la competencia con otras especies (Franklin, 2010).

Por otro lado, las actividades humanas son en la actualidad uno de los principales factores que influyen los patrones de distribución y abundancia de las especies (Bennett y Saunders, 2010; Bartolommei et al., 2013; Martínez et al., 2003). La destrucción y fragmentación de vegetación nativa es resultado de las actividades humanas y es una de las principales causas afectando la diversidad biológica en los ecosistemas.

La fragmentación de hábitat es el proceso de “separar” un hábitat continuo a través de tres factores principales: reducción de la vegetación nativa, subdivisión en fragmentos de vegetación nativa; e introducción de nuevos tipos de uso de suelo para reemplazar la vegetación perdida (Saunders et al. 1991, Forman 1995, Bennett y Saunders, 2010). Los tipos de suelo donde se insertan los fragmentos, son la matriz que junto con la conformación espacial condicionan de manera importante lo que se encuentra (especies y su abundancia) dentro de los fragmentos.

La pérdida de hábitat y la fragmentación de la vegetación nativa es resultado de las actividades humanas y se presenta a lo largo de todo el planeta. La fragmentación y pérdida del hábitat es una de las principales causas en la disminución y desaparición de especies y poblaciones (Bartolommei et al., 2013; Devictor et al., 2008; Carrete et al., 2009; Saunders et al., 1991; Fahrig 2003).

La destrucción y fragmentación del hábitat conlleva cambios visuales inmediatos. Los efectos de la pérdida y fragmentación del hábitat pueden manifestarse de manera casi inmediata para algunas especies, pero para el conjunto de las especies estos efectos

pueden demorar varios años para manifestarse en su totalidad (Devictor et al., 2008; Fahrig, 2003). Estos cambios crean un filtro que favorece a las especies mejor preparadas para sobrevivir en hábitats modificados (Devictor et al., 2008). Es decir, dichos cambios por lo general afectan a la mayor parte de las especies y sus interacciones, pero pueden favorecer a ciertas especies, pocas, que estén mejor preparadas para sobrevivir en hábitats modificados por ser generalistas (Devictor et al., 2008).

Las especies generalistas tienen una mayor posibilidad de permanecer en territorios heterogéneos y perturbados por actividades humanas en comparación con las especialistas, debido a que las generalistas tienen una gran amplitud de hábitat y usualmente se comportan como especies oportunistas seleccionando los ambientes que les ofrecen una mayor cantidad de recursos y pueden cambiar sus patrones de selección de hábitat a través del tiempo (Devictor et al., 2008). Las especies especialistas se benefician de ambientes relativamente homogéneos y tienen un menor rango de posibilidades para seleccionar hábitat adecuado (Diamond, 1975; Rosenzweig, 1985; Holt, 1993; Hahn et al., 2011), mientras que las generalistas se pueden beneficiar de ambientes heterogéneos (Devictor et al., 2008).

Las especies pueden ser también generalistas en cuanto a la dieta consumiendo una amplia variedad de presas, aunque por lo común tienen preferencias sobre presas particulares cuando hay opciones disponibles (Diamond, 1975; Rosenzweig, 1985; Holt, 1993; Hahn et al., 2011).

De esta manera, las aves generalistas, pueden cazar distintas clases de presas, que pueden consumir dependiendo de la presa más abundante y pueden cambiar de hábitat dependiendo del área donde exista una mayor abundancia de ellas (Hansky et al., 1991). Mientras que las especies especialistas consumen una pequeña variedad de especies presa (Begon et al., 2006). Se sabe que algunas aves rapaces que se especializan en pequeños mamíferos reducen su productividad o reproducción si sus presas preferidas son escasas en un tiempo particular (Hansky et al., 1991). Los efectos que puede tener la escasez de pequeños mamíferos en las poblaciones de algunas rapaces especialistas pueden llevar a la desaparición de la población (Hansky et al., 1991). Sin embargo, en algunos casos las especies de rapaces especialistas también pueden desplazarse a

regiones o áreas con una mayor abundancia de la presa, pero conservando restricciones específicas del hábitat (Hansky et al., 1991). La escasez de presas también podría provocar una reducción en el nivel de especificidad haciendo que las especies especialistas consuman nuevas presas (Hansky et al., 1991). Por ejemplo, cuando existe poca disponibilidad de pequeños mamíferos, la población de *Aegolius funereus* presenta una densidad baja de parejas reproductivas y un tamaño reducido de nidada y de crías (Korpimäki, 1988). Esta misma especie, pese a ser especialista, presenta un efecto en su dinámica de población que corresponde más con especies generalistas, ya que los individuos se desplazan a territorios con una mayor abundancia de presas (Hansky et al., 1991).

La destrucción y la alteración del hábitat natural es en la actualidad la causa más frecuente del declive de las poblaciones de aves a escala mundial (Martínez et al., 2003). Ha sido ampliamente estudiado que las poblaciones de aves en particular se ven influenciadas por factores ambientales y por actividades humanas, determinando tanto la presencia como la abundancia de las especies (Rodríguez-Estrella 2007). Las aves rapaces, tanto nocturnas como diurnas, dependen en gran medida de la calidad del hábitat para reproducirse y permanecer en un sitio, ya que se puede afectar la disponibilidad tanto de alimento como de lugares para anidación adecuados, y se pueden afectar otras variables ambientales que son importantes como el clima, tal como sucede con otras aves (Ontiveros y Pleguezuelos, 2003). Se ha sugerido que las aves rapaces son buenos indicadores de la calidad del hábitat debido a que un gran número de especies son sensibles a las perturbaciones humanas por cambios en la estructura del hábitat. La disminución poblacional de algunas especies de aves rapaces es un indicativo de un ecosistema disfuncional debido a que las dinámicas poblacionales de los depredadores tope comúnmente reflejan el estado del ecosistema en el que habitan (Rodríguez-Estrella et al., 1998).

Debido a la cantidad de cambios en los ecosistemas, provocados por las actividades humanas alrededor del mundo, y la necesidad de conservar la diversidad biológica para preservar la funcionalidad de los ecosistemas, es importante desarrollar estudios de diversas especies de aves rapaces (nocturnas y diurnas) sometidas a diferentes alteraciones y condiciones de hábitat para evaluar la variedad de respuestas de los depredadores de primer nivel a las actividades humanas (Rodríguez-Estrella y Peláez,

2003). Hay especies de aves rapaces que son afectadas por la actividad humana (Berry et al., 1998; Sánchez-Zapata et al., 2003). Sin embargo, algunas especies de aves rapaces también pueden ser beneficiadas por las actividades humanas cuando no se supera cierto nivel de cambio en el hábitat disponible (Campion, 2004; Rodríguez-Estrella, 2007; Tella et al., 1996; Hindmarch et al., 2012). En relación a las aves rapaces nocturnas, son pocos los estudios hechos a nivel mundial sobre los efectos de las actividades humanas en su presencia y abundancia, así como de las variables ambientales que en general condicionan su distribución. En esta tesis se abordará el problema del efecto que tiene la perturbación humana en la presencia y abundancia de aves rapaces nocturnas, así como describir las características de los sitios donde se establecen dichas aves. La contribución de esta investigación es que por primera vez se evaluarán los efectos que actividades humanas como los cultivos y la urbanización tienen sobre la comunidad de aves rapaces nocturnas en dos volcanes del Eje Neovolcánico Transversal, Parque Nacional La Malinche y Parque Nacional Iztaccíhuatl-Popocatepetl, donde se presentan ambientes con un grado alto de humanización, fragmentados, y otros con alto grado de conservación.

En México, la mayoría de registros de especies de rapaces nocturnas en diferentes ambientes se han hecho como parte de investigaciones para desarrollar listados ornitológicos, no con el objetivo de conocer las características de la población o las preferencias de selección de hábitat de estas especies. Son escasos los estudios específicos de la ecología en aves rapaces nocturnas en México, y son pocos los realizados sobre efectos de actividad humana en su presencia y abundancia (Rodríguez-Estrella datos no publicados para Baja California Sur). En la actualidad, la acelerada deforestación en distintos ecosistemas de México provoca la pérdida de entre trescientas y trescientas mil hectáreas (ha) de bosque por año (PROFEPA, 2008; SEMARNAT, 2013), de tal manera que la extensión de los bosques de México ha disminuido de manera considerable: en el año 2000 su superficie se estimó en 21 millones de hectáreas, lo que representa un 37.9% de su extensión original. Diversos factores pueden afectar la extensión y calidad de los bosques, entre ellos la tala inmoderada, actividades agropecuarias, la extracción de resinas y los incendios naturales o inducidos, son identificados como los principales factores de perturbación en los bosques de México (Ugalde-Lezama, et al., 2012). Específicamente, en el Parque Nacional La

Malinche (PNLM), más de diez mil metros cúbicos de madera por año son extraídos de forma ilegal (PROFEPA, 2008). Esta pérdida de superficie arbolada repercute de manera directa y negativa en las comunidades de animales silvestres al producirse pérdida de su hábitat (Ugalde-Lezama et al., 2012). Este trabajo de tesis contribuye por una parte a dilucidar un problema teórico global como es el evaluar la respuesta de depredadores rapaces nocturnas a los cambios en la cobertura forestal por actividad humana y por otra parte, ofrecer propuestas de conservación de este grupo de aves tan relevantes en los ecosistemas de México.

2. ANTECEDENTES

2.1 Efectos de la perturbación humana en las poblaciones de aves rapaces diurnas

En un estudio en Argentina, Carrete et al. (2009) recorrieron sitios con diferentes grados de transformación, los muestreos se realizaron durante la temporada reproductiva del año 2002 al 2005, concluyendo que los hábitats con bajos niveles de transformación presentan la mayor riqueza y diversidad de aves rapaces diurnas; en las zonas de fragmentación encontraron que mientras menor era el tamaño de los parches de vegetación había menor riqueza de aves rapaces. Esta tendencia se mantuvo constante en todos los biomas evaluados, como la selva paranaense, espinal, pampas, bosques patagónicos y desierto del monte.

Ferrer-Sánchez y Rodríguez-Estrella (2014) realizaron un muestreo de aves rapaces diurnas con respecto a la perturbación humana en Cuba en la época en que coincidían aves residentes y migratorias, concluyendo que la riqueza de aves rapaces fue mayor en sitios asociados a zonas de cultivo que en áreas conservadas, posiblemente debido a que las áreas con un nivel moderado de actividad humana, presentaron una mayor diversidad de hábitats y recursos. Las especies especialistas y endémicas fueron registradas en áreas conservadas, mientras que las especies generalistas fueron registradas en todos los ambientes.

Seavy y Apodaca (2002) realizaron muestreos de aves rapaces en Uganda en sitios con diferentes grados de perturbación, desde bosque maduro, bosque con sitios de cultivo, sitios de cultivo y pastizal, plantaciones de té, vegetación secundaria, asentamientos urbanos, pantano de papiro y orillas de lagos; y concluyeron que cuando se reemplaza la vegetación nativa por terrenos de cultivo, las especies residentes generalistas y las

especies migratorias reemplazan a las especies nativas que tienen menor tolerancia a la perturbación humana.

En Granada, España, Ontiveros y Pleguezuelos (2003) analizaron la reproducción del águila perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) con respecto a factores físicos, ambientales y humanos, concluyendo que las diferentes actividades humanas (fisiografía, nivel de presencia humana y uso de suelo) no tienen efectos aparentes en la productividad de los nidos de esta especie.

Sánchez-Zapata et al. (2003) analizaron la respuesta de las comunidades de aves rapaces al cambio de uso de suelo en Kazajstán, y encontraron un mayor número de especies (N= 10) en terrenos conservados (estepa), mientras que en terrenos con actividad de cultivo el número de especies fue mucho menor (N= 5).

Berry et al. (1998) evaluaron la abundancia de aves rapaces diurnas en pastizales y áreas urbanas en la base de las montañas Rocosas, Estados Unidos, encontrando que *Haliaeetus leucocephalus*, *Buteo regalis*, *Buteo lagopus* y *Falco mexicanus* fueron especies que se relacionaron negativamente con el desarrollo urbano; mientras que *Buteo jamaicensis* y *Falco sparverius* no demostraron ser sensibles a los niveles de perturbación analizados en dicho estudio.

Sin embargo, algunas especies de aves rapaces también pueden ser beneficiadas por las actividades humanas cuando no se supera cierto nivel de cambio en el hábitat disponible (Rodríguez-Estrella, 2007; Campion, 2004). Tella et al. (1996) analizaron los costos y beneficios de los establecimientos de nidos de *Falco naumanni* en sitios urbanos, comparándolos con nidos establecidos en terrenos de cultivo en España y concluyeron que los nidos establecidos en sitios urbanos presentan menor depredación que en sitios de cultivo, posiblemente debido a que la mayoría de depredadores, incluyendo otras aves rapaces, evitan los sitios urbanos. Por el contrario, el éxito de nidada fue menor en los nidos en sitios urbanos, derivado aparentemente por la dificultad que representa para los padres encontrar presas en los sitios urbanos.

2.2 Efecto de la perturbación humana en aves las poblaciones de rapaces nocturnas

En relación a aves rapaces nocturnas, son pocos los estudios que relacionan la fragmentación y destrucción de hábitat con la presencia y abundancia. Hindmarch et al.

(2014) estudiaron la relación entre los establecimientos urbanos y la reducción en el éxito de nidada de *Tyto alba*, y concluyeron que mientras mayor urbanización de la zona, menor era el éxito de nidada así como había una reducción en el tamaño de puesta.

Rodríguez-Estrella y Peláez (2003), analizaron la selección de hábitat de *Megascops kennicotti* en la Península de Baja California, comparando vegetación sin perturbación humana (vegetación desértica, principalmente dominada por cardones) con sitios con perturbación humana, y concluyeron que dicha especie presenta una mayor abundancia en terrenos sin perturbación; entre los terrenos perturbados había una mayor abundancia de individuos de este búho en terrenos de cultivos comparativamente con las zonas urbanas. En este estudio relacionaron la selección de hábitat de *Megascops kennicottii* con la cobertura vegetal del sitio.

Mazur et al. (1998) investigaron la selección de hábitat por parte de la especie *Strix varia* en el bosque boreal en Saskatchewan, Canadá, y determinaron que esta especie se establece en bosques viejos principalmente de coníferas con asociaciones vegetales, debido a que anidan en cavidades de árboles, por lo que necesitan vegetación vieja para poder anidar.

Loehle et al. (2011) describieron los factores que afectan la distribución de *Strix occidentalis caurina* en Washington, EUA, y concluyeron que la vegetación de abeto alpino (*Abies lasiocarpa*) tiene un efecto negativo en la presencia de dicha especie y que la mayoría de registros de individuos y nidos estuvieron relacionados con abeto Douglas (*Pseudotsuga menziesii*) y abeto de Vancouver (*Abies grandis*).

Piorecky y Prescott (2005) investigaron la selección de hábitat de *G. gnoma* en las Montañas Rocosas de Alberta, Canadá, encontrando que su selección de hábitat está relacionada con los bosques antiguos y de gran altitud, así como con terrenos accidentados y con pendiente fuerte.

Anker y Sunde (2012) realizaron una predicción de distribución de *Strix aluco* en Dinamarca, y encontraron como único predictor de la presencia de esta especie a la vegetación de bosque caducifolio.

Conway et al. (2006) compararon la densidad de nidos de *Athene cunicularia* entre sitios urbanos y de cultivo en Washington, y concluyeron que la densidad de nidos y el éxito de nidada fue mayor en los sitios dominados por terrenos de cultivo.

Hindmarch et al. (2012) investigaron el efecto que tiene la pérdida y fragmentación de terrenos de pastizal en la presencia, abundancia y anidación de *T. alba* en Columbia Británica, Canadá. No encontraron evidencia de que la población de *T. alba* presentara algún cambio derivado de la fragmentación de hábitat. Pero registraron evidencia de que dicha especie deja de ocupar sitios cercanos a carreteras o con asentamientos urbanos.

Grossman et al. (2008) investigaron la relación entre presencia de 3 especies de rapaces nocturnas en Alberta, Canadá, *Bubo virginianus*, *Strix varia* y *Aegolius acadicus*, y el tipo de vegetación bien fueran bosque o cultivos. Concluyeron que *B. virginianus* es más abundante en terrenos heterogéneos, con presencia de bosque y terrenos de cultivo cercanos, y tanto *A. acadicus* como *Strix varia* se encontraron principalmente en vegetación de bosque.

Hindmarch et al. (2014) estudiaron el efecto de la urbanización en la reproducción de *T. alba* en Columbia Británica, Canadá. Concluyeron que los cambios derivados de la urbanización reducen el éxito reproductivo de la especie, probablemente porque estos cambios reducen la disponibilidad de presas.

Bartolommei et al. (2013) estudiaron en Italia la presencia de cinco especies de aves rapaces nocturnas con relación al uso de suelo: bosque caducifolio y áreas abiertas (terrenos cultivables, cultivos en pequeña escala, cultivos permanentes, terrenos de casas). Concluyeron que el bosque conservado y áreas abiertas son determinantes en la distribución de especies de aves rapaces nocturnas; para la especie *Strix aluco*, la probabilidad de presencia estuvo relacionada con el aumento de vegetación de bosque. La probabilidad de presencia de *Athene noctua* estuvo relacionada con el aumento de superficies de cultivo; para las especies *Otus scops* y *Asio otus* la presencia de esta especie fue marginalmente significativa en áreas abiertas.

En México, son escasos los estudios específicos en aves rapaces nocturnas en México.

Rodríguez-Estrella y Peláez Careaga (2003), estudiaron si *Megascops kennicottii* se beneficia de los cambios moderados en su hábitat provocados por factores humanos y

concluyeron que dicha especie es más abundante en áreas conservadas y entre áreas perturbadas son más abundantes en terrenos de cultivo que en áreas urbanas.

Rivera-Rivera et al. (2012) evaluaron la ocupación y abundancia de aves rapaces nocturnas en la Reserva de la Biosfera Selva el Ocote en Chiapas, México. Identificaron las especies que se establecen al interior del bosque (*Lophotrix cristata*, *Strix nigrolineata* y *Pulsatrix perspicillata*), así como especies asociadas a sitios abiertos (*Strix virgata* y *Megascops guatemalae*).

Young et al. (1998) investigaron la densidad y las características de los sitios donde se establece *Strix occidentalis* en la Sierra Madre Occidental en Chihuahua, México y encontraron que la especie se establece principalmente en sitios con vegetación de pino-encino, en sitios con pendientes pronunciadas.

Ortiz-Pulido y Lara (2014) hicieron una investigación descriptiva para identificar las especies de aves rapaces nocturnas presentes en la vegetación de pino y encino en el Parque Nacional La Malinche, México. Registraron 7 especies, *T. alba*, *M. kennicottii*, *M. trichopsis*, *B. virginianu*, *G. gnoma*, *A. cunicularia* y *A. acadicus*.

2.3 Riqueza de aves en México

El conocimiento sólido sobre la distribución geográfica de las especies es fundamental para estudios analíticos de avifauna y para desarrollar proyectos ecológicos y de conservación (Gómez de Silva, 1997). En México existe relativamente poca información que documente de manera exhaustiva la distribución de las aves (Martínez-Morales 2004; Navarro-Sigüenza et al., 2014). Los estudios avifaunísticos enfocados en regiones específicas, contribuyen a entender los patrones de distribución espacial y temporal de las aves, por lo que las listas de especies generadas a través de estos estudios reflejan el valor ecológico de diversas zonas y sirven para realizar comparaciones entre diferentes lugares, destacando similitudes y diferencias (Balmer 2002). Gómez de Silva y Medellín (2001) estudiaron el problema de listados de especies incompletos para estudios de ecología y macroecología, concluyendo que los estudios realistas de macroecología y conservación solo se pueden obtener si se fundamentan en listados de especies lo más completos posible.

En México, habitan un total de entre 1123 y 1150 especies de aves, cifra que representa aproximadamente un 11% de las especies de aves a nivel mundial (Navarro-Sigüenza et

al., 2014). La avifauna del estado de Puebla ha sido poco estudiada (Rojas-Soto y Navarro-Sigüenza, 1999), siendo escasos los listados sobre las ocurrencias y distribución de las especies en el Estado. Se han publicado listados de municipios aislados como el Valle de Tehuacán (Arizmendi y Espinosa, 1996) y la región del Alto Balsas (Ramírez-Albores, 2006). Por otro lado, de acuerdo a los listados de CONABIO (2013), la distribución posible de aves para el estado de Puebla es de 607 especies, mientras que el listado publicado por Navarro-Sigüenza et al. (2014) presenta una riqueza de especies de aves para el estado de Puebla de 595 especies. Con base en los dos listados mencionados, Puebla es uno de los estados con mayor número de especies de México.

La avifauna del estado de Tlaxcala ha sido poco estudiada, teniendo hasta la fecha un registro de 256 especies entre residentes y migratorias (Fernández et al. 2007). No obstante, se siguen encontrando nuevos registros en Tlaxcala, aún en las zonas más estudiadas como la Faja Volcánica Transmexicana, en el Parque Nacional La Malinche, el municipio de Nanacamilpa de Mariano Arista y algunas otras áreas (Winfield 2005, Navarro et al. 2007, Fonseca et al. 2012, Loranca et al. 2013, Ramírez-Albores 2012, 2013, Ortiz-Pulido & Lara, 2014).

3. JUSTIFICACIÓN

En la actualidad, aunque se han estudiado de manera extensa los factores que inciden en la distribución y abundancia de las aves en distintos ecosistemas del mundo, la información para las aves rapaces es relativamente limitada, y para rapaces nocturnas es pobre. Para las rapaces nocturnas, se han estudiado algunos de estos factores sobre todo en bosques, selvas y terrenos de cultivo y para México no existe prácticamente esta información. A nivel mundial, son muy escasos los estudios que tratan de determinar los efectos de la pérdida y fragmentación del hábitat en aves rapaces nocturnas. Para México, la información sobre la ecología de las aves rapaces nocturnas de bosques templados es nula, por lo que el conocimiento que se generará para estos ecosistemas y para México es novedosa y será un aporte importante para el conocimiento de la ecología de las especies de este grupo. Asimismo, permitirá entender las variaciones en la respuesta de especies generalistas y especialistas, en particular para especies de búhos en bosques templados. Para los parques nacionales PNLN y en el PNIP se generará

información novedosa que permitirá a los manejadores diseñar mejores estrategias de manejo.

Hasta antes de este estudio, se habían identificado para el PNLM en listados y por investigadores 8 especies de búhos (dos son invernantes) y una especie de lechuza (Fernández et al., 2007). Por otro lado, según las guías de identificación de aves, podría haber 12 especies de búhos (tres serían invernantes) y una especie de lechuza en la zona. En el PNIP la situación es similar, considerando la información señalada en las guías de identificación de aves (Van Perlo (2006); Peterson y Chalif (2008), existe un total de 14 especies con posible distribución en esta área. Según el Listado Oficial del Parque Nacional Iztaccíhuatl-Popocatepetl, solo se habían reportado dos especies.

En esta tesis se evaluarán las respuestas de las especies de búhos y lechuza dentro de un gradiente de actividades humanas y en zona natural, considerando la representación de ecosistemas dentro de ambos parques PNLM y PNIP. Utilizando datos de presencia y ausencia y abundancia de las aves rapaces nocturnas se desarrollarán modelos de distribución para determinar las variables ambientales naturales que más influyen la presencia de las especies, y determinar el efecto que tiene el cambio de uso de suelo en la presencia de individuos de búhos y lechuzas. Para ello se aplicarán modelos probabilísticos de distribución de especies.

La originalidad de esta tesis es que contribuirá al entendimiento de los efectos de la actividad humana por fragmentación y pérdida del hábitat en especies de rapaces nocturnas, en especies especialistas y generalistas. Asimismo, se determinará el número real de especies de rapaces nocturnas en los parques.

Finalmente, considerando la relevancia de las rapaces nocturnas como depredadores tope y estabilizadores de la biodiversidad de una región y la importancia del PNLM y el PNIP como áreas de importancia para la conservación de aves (AICAS), las cuales son “sitios extraordinariamente importantes para preservar las especies que dependen de los hábitats que en ellos se encuentran; en consecuencia, la protección vigorosa de estos sitios de crucial relevancia constituye una alternativa de conservación para numerosas especies de aves” (Comisión para la Cooperación Ambiental, 1999), la información obtenida a través de esta investigación, puede ser incorporada para desarrollar

estrategias de conservación específicas y efectivas para las poblaciones de aves rapaces nocturnas, de acuerdo a las características que se describen para dichas especies.

4. HIPÓTESIS

Los cambios de uso de suelo afectan la distribución y abundancia de las aves rapaces nocturnas en los Parques Nacionales Malinche e Iztaccíhuatl-Popocatepetl en función de su tolerancia a la modificación del hábitat. Especies más generalistas son más tolerantes que las especies especialistas de hábitat y dieta.

5. OBJETIVOS

5.1 Objetivo general

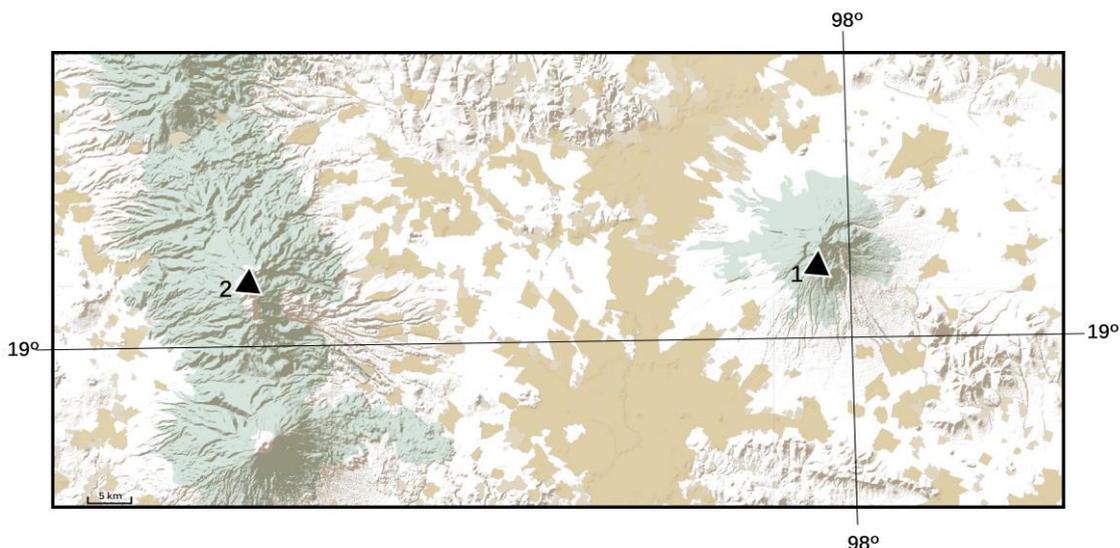
Evaluar los efectos de la actividad humana en la distribución y abundancia de las especies de aves rapaces nocturnas (búhos y lechuzas) en el Parque Nacional La Malinche, Tlaxcala y en el Parque Nacional Iztaccíhuatl– Popocatepetl, Puebla- Estado de México.

5.2 Objetivos específicos

- Determinar la composición de especies de aves rapaces nocturnas existentes en el PNLM y el PNIP.
- Determinar la distribución de búhos y lechuzas en el PNLM y el PNIP en dos tipos de paisajes, conservado y perturbado.
- Determinar la abundancia y diversidad específica de búhos y lechuzas en distintas condiciones de modificación del hábitat, de acuerdo a los usos de suelo en la zona (agricultura y urbanización).
- Relacionar la presencia y abundancia de las especies de aves rapaces nocturnas con las variables ambientales presentes en la zona.
- Comparar la similitud de la comunidad de aves rapaces nocturnas entre el PNLM y el PNIP.

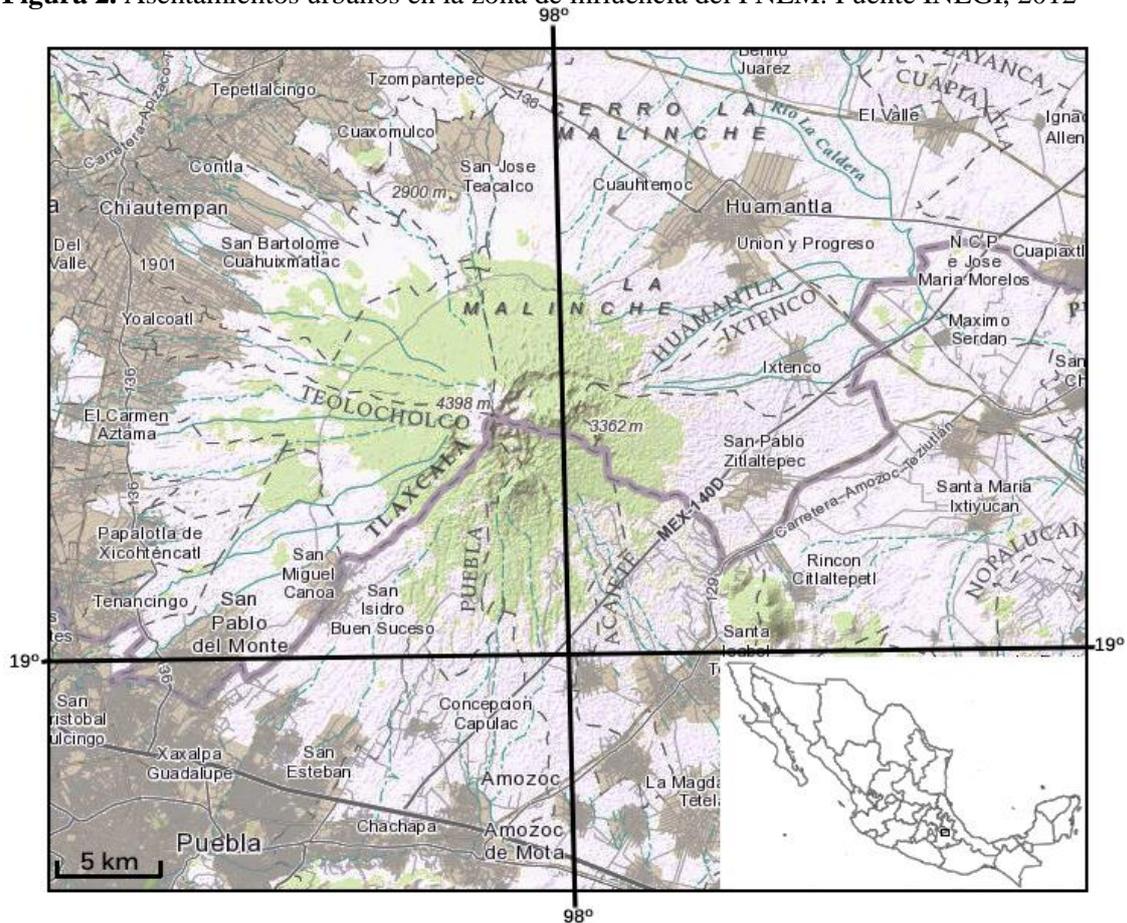
6. ÁREA DE ESTUDIO

Figura 1. Área de estudio, (1) PNLM, (2) PNIP



El Parque Nacional La Malinche (PNLM) está ubicado al sur-oriental del estado de Tlaxcala, y el centro-poniente del estado de Puebla, y forma parte del eje Neovolcánico Transversal, que se caracteriza por tener una alta proporción de endemismos debido a su accidentado relieve, localización y gran variedad de microclimas. La Malinche se encuentra en las coordenadas dentro de los Estados de Puebla y Tlaxcala ($10^{\circ} 06' 51''$ a $19^{\circ} 20' 58''$ Latitud N y $97^{\circ} 55' 10''$ a $98^{\circ} 09' 46''$ Longitud W), comprendiendo los municipios de Acajete, Acuamanala de Miguel Hidalgo, Amozoc, Chiautempan, Huamantla, Ixtenco, Juan Cuamatzi, Papalotla de Xicohténcatl, Puebla, San Pablo del Monte, Santa Cruz Tlaxcala, Tenancingo, Teolochocho, Tepatlaxco de Hidalgo, Tzompantepec, Xitlaltepec de Trinidad Sánchez Santos (Figura 2). Tiene una superficie de 482 Km^2 . El PNLM se encuentra cerca de centros urbanos de gran tamaño y contiene 18 poblaciones en su territorio, de las que ocho están establecidas en las faldas del volcán la Malinche dentro del área considerada como Parque Nacional, y diez se encuentran en la zona aledaña al Parque, mismas que poseen una alta densidad demográfica (del orden de 450 habitantes por kilómetro cuadrado) (Espejel, 1996). Estos asentamientos urbanos ejercen una fuerte presión sobre los recursos naturales las poblaciones asentadas dentro del área considerada como área natural protegida, provocando una disminución de la superficie forestal de 30000 hectáreas en 1930 a 13500 en el año 2000, debido a tala clandestina, incendios forestales (naturales o provocados).

Figura 2. Asentamientos urbanos en la zona de influencia del PNLM. Fuente INEGI, 2012



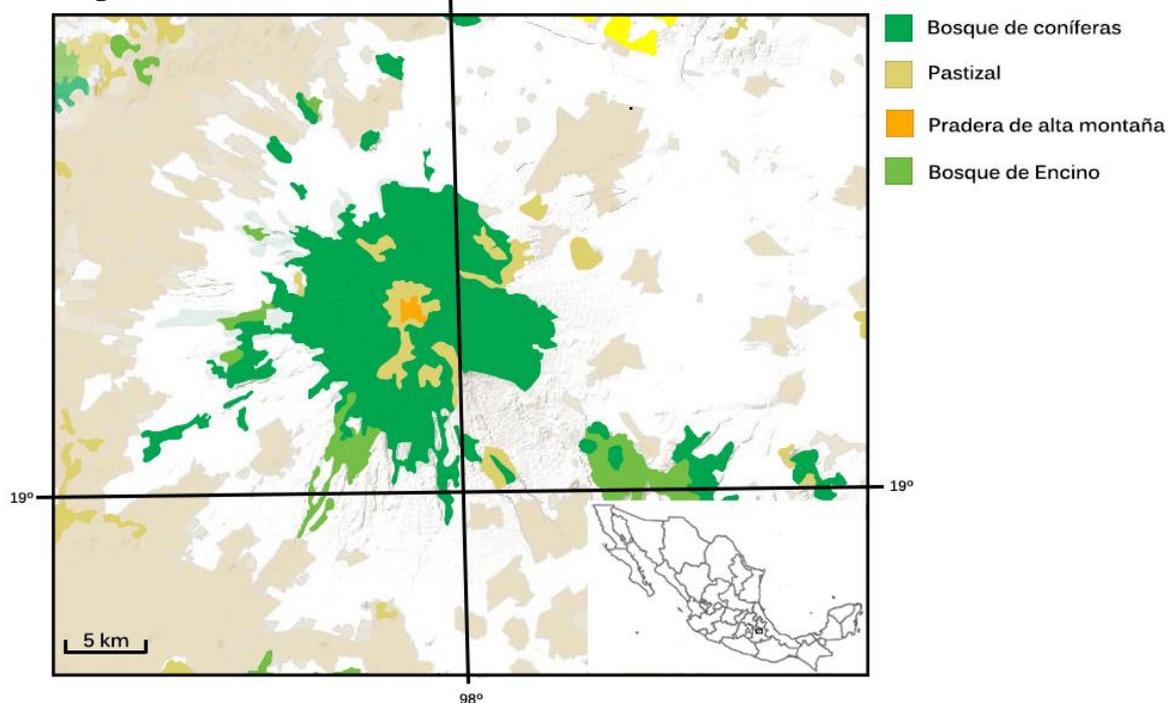
El PNLM, presenta un clima templado con una temperatura anual entre 12 y 18 °C, los principales climas presentes en el parque, de acuerdo a la clasificación de Köppen, modificada por Enriqueta García, son: clima templado subhúmedo con lluvias en verano, $C(w_1)(w)$, con una temperatura media anual de entre 11 y 17°C, clima semifrío y subhúmedo con lluvias en verano, $C(e)(w_2)(w)$, con una temperatura media anual entre 2 y 5°C y clima frío, $E(T)H$, con una temperatura media anual entre 2 y 5°C (López y Acosta, 2005).

En el Parque Nacional La Malinche existe una gran diversidad de especies ya que en él convergen dos regiones biogeográficas, la Neártica y Neotropical, además de ser una zona con alta cobertura vegetal ubicada en medio de planicies de vegetación escasa. Los tipos de vegetación que se ubican en el PNLM son bosque de pino (*Pinus leiophylla*, *P. pseudostrobus*, *P. teocote*, *P. montezumae* y *P. hartwegii*), bosque de oyamel (*Abies religiosa*), bosque de encino (*Quercus laurina*, *Q. crassifolia*, *Q. rugosa* y *Q. laurina*) y diversas asociaciones de estos tipos de vegetación, así como pastizal natural, chaparral,

páramo de altura, agricultura de temporal y agricultura de riego (López y Acosta, 2005) (Figura 3). Se han identificado un total de 21 especies de anfibios y reptiles en el PNLM, de las cuales 57.1% se encuentran en alguna categoría de riesgo y 71.4% son endémicas de México y del Eje Neovolcánico Transversal (Sánchez, 2005); en cuanto a las especies de aves, se han registrado 111 especies en el PNLM, de las cuales 6 son endémicas y 4 se encuentran en alguna categoría de riesgo (Winfield, 2005). 37 especies de mamíferos se han identificado dentro del PNLM, de las cuales una se encuentra en alguna categoría de riesgo y 5 son endémicas de México (Fernández y López, 2005).

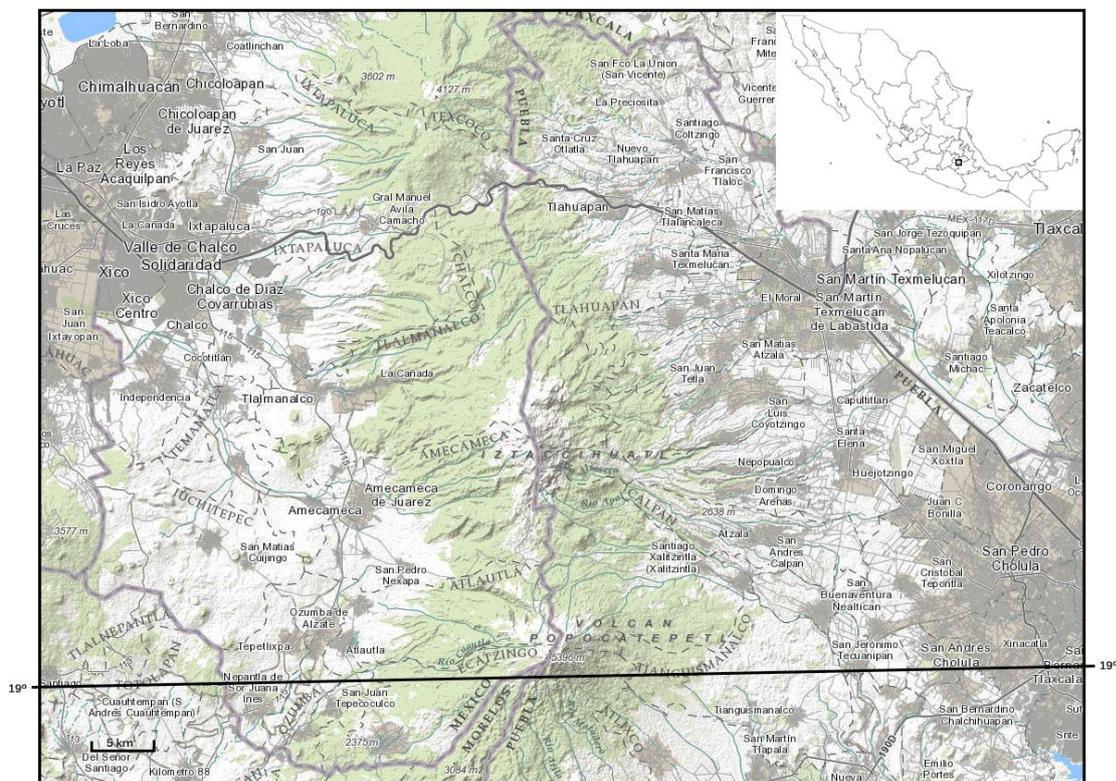
Considerando los niveles de altitud del PNLM en relación con los usos del suelo presentes (Figura 1), Los tipos de vegetación que se ubican en el PNLM son bosque de pino (*Pinus leiophylla*, *P. pseudostrobus*, *P. teocote*, *P. montezumae* y *P. hartwegii*), bosque de encino (*Quercus laurina*, *Q. crassifolia*, *Q. rugosa* y *Q. laurina*) y diversas asociaciones de estos tipos de vegetación, establecidos entre los 2 mil 800 y 3 mil 300 msnm (Ruiz-Soberanes y Gómez-Álvarez, 2010); bosque de oyamel (*Abies religiosa*) ubicado entre los 3 mil 300 y 4 mil msnm (Ruiz-Soberanes y Gómez-Álvarez, 2010), así como pastizal natural, chaparral, páramo de altura ubicado entre los 4000 y 4400 msnm (Ruiz-Soberanes y Gómez-Álvarez, 2010), agricultura de temporal y agricultura de riego (López-Domínguez y Acosta 2005). La altitud del PNLM oscila entre 2 mil 600 y 4 mil 460 msnm (Figura 3).

Figura 3. Uso de suelo en el PNLM. Fuente INEGI, 2012



El Parque Nacional Iztaccíhuatl Popocatepetl se encuentra en la parte centro-oriental del Eje Volcánico Transversal, ocupando una parte sustancial de la Sierra Nevada (18°59'00.43" y 19°28'09.44" de Latitud Norte y 98°34'55.88" y 98°46'40.95" de Longitud Oeste). Abarca una superficie de 39,819.086 hectáreas dividida entre el Estado de México, con 28,307.487112 hectáreas (71.09%); Puebla con 11,072.918088 hectáreas (27.81%); y Morelos con 438.6808 hectáreas (1.10%). Forma parte de los municipios de Texcoco, Ixtapaluca, Chalco, Tlalmanalco, Amecameca, Atlautla y Ecatingo, en el Estado de México; Santa Rita Tlahuapan, San Salvador el Verde, Huejotzingo, San Nicolás de los Ranchos y Tochimilco, en Puebla; y Tetela del Volcán, en Morelos (CONANP, 2013) (Figura 4).

Figura 4. Asentamientos urbanos en la zona de influencia del PNIP. Fuente INEGI, 2012



Sus geformas (sierra, conos volcánicos y laderas) son de origen volcánico, predominando rocas basálticas y andesíticas. Su rango altitudinal va desde los 3000 a los 5,480 msnm (CONANP, 2013).

La vegetación del Parque Nacional incluye principalmente asociaciones de Pino-Encino, así como bosque de Pino (*Pinus ayacahuite*, *P. patula*, *P. pseudostrobus* y *P. hartwegii*) ubicados entre los 2 mil 400 y 3 mil 500 msnm, aunque pueden encontrarse individuos

hasta a 4200 msnm (CONANP, 2013) y en la parte más alta, por encima del bosque, se presenta el páramo de altura característico del eje neovolcánico transversal (Gerrit et al., 2003)., establecido entre los 4 mil y 4 mil 500 msnm (CONANP, 2013)

El clima del PNIP, es variado debido a su topografía y ubicación, va desde templado húmedo a clima frío muy frío. Los principales climas presentes en el parque, de acuerdo a la clasificación de Köppen, modificada por Enriqueta García son: Clima templado subhúmedo, **C(w"2)(w)(b')ig**, con una temperatura media del mes más frío inferior a 18°C, pero superior a -3°C, clima templado, húmedo con lluvias de verano, **C(m)(w) b(e)g**, con una temperatura media anual entre 12 y 18°C, clima templado, pero el más húmedo de los subhúmedos, con una temperatura anual de 14.6°C, clima templado, subhúmedo, con lluvias de verano, **C(w2)(w)big**, con una temperatura media anual de 13.2°C, clima templado subhúmedo con lluvias de verano, **Cb(w)kig**, con una temperatura media anual de 13.5°C, clima templado subhúmedo, con lluvias de verano, **Cb(w2)(w)'gw"**, con una temperatura media anual de 14°C, clima templado húmedo con lluvias de verano, **Cb(m)(w)ig**, con una temperatura media anual de 17.2°C, clima semifrío húmedo con lluvias de verano, **Cc(w2)(w)iw"**, con una temperatura media anual de 7.7°C, clima frío, **ETHw**, con una temperatura media anual entre -2 y 5°C y clima muy frío, **EFHW**, con una temperatura media anual menor a -2°C (CONANP, 2013).

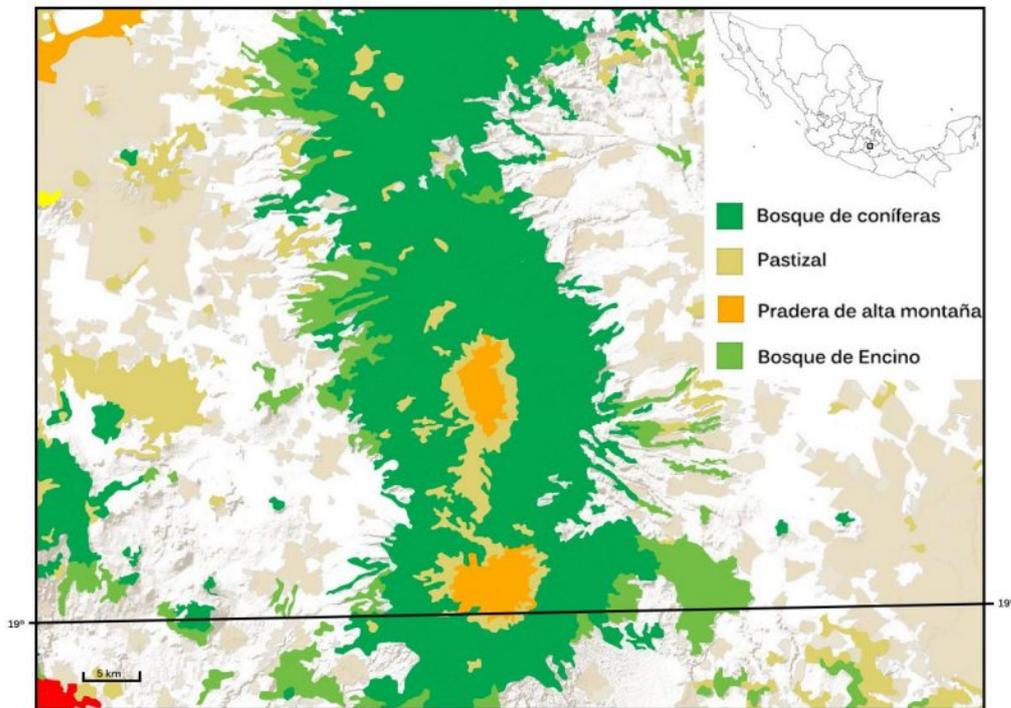
En el PNIP, se han identificado 48 especies de mamíferos, de las cuales 1 es endémica 4 se encuentran en alguna categoría de riesgo. 161 especies de aves se han identificados en el parque nacional, de las cuales 10 se encuentran en alguna categoría de riesgo y 5 son endémicas. En cuanto a reptiles y anfibios, se han identificado 10 especies de reptiles y 6 especies de mamíferos (CONANP, 2013).

El PNIP se encuentra rodeado de una gran cantidad de asentamientos urbanos, dentro del polígono del parque nacional no se encuentran comunidades establecidas, pero en la colindancia con la zona de influencia de este parque, se encuentran establecidas 808 comunidades con un total de un millón 559 mil 796 personas, las comunidades presentan una densidad poblacional de hasta 2 mil 559 habitantes por kilómetro cuadrado (CONANP, 2013).

Considerando los niveles de altitud del PNIP en relación con los usos del suelo presentes (Figura 5), entre los 2800 y 3300 msnm, el uso predominante de suelo es

agrícola, pastizal inducido y Bosque de Pino con algunos manchones de Bosque de Oyamel y asociaciones de Bosque de Pino-Encino (INEGI, 2012). De los 3300 a 3800 msnm. el uso de suelo predominante es Bosque de pino, con áreas de bosque de oyamel (INEGI, 2012). De los 3800 a 4100 msnm. el uso de suelo predominante es bosque de pino (INEGI, 2012). De los 4100 a 4800 msnm. el uso de suelo principal es Pradera de alta montaña (INEGI, 2012) (Figura 5).

Figura 5. Uso de suelo en el PNIP. Fuente INEGI, 2012



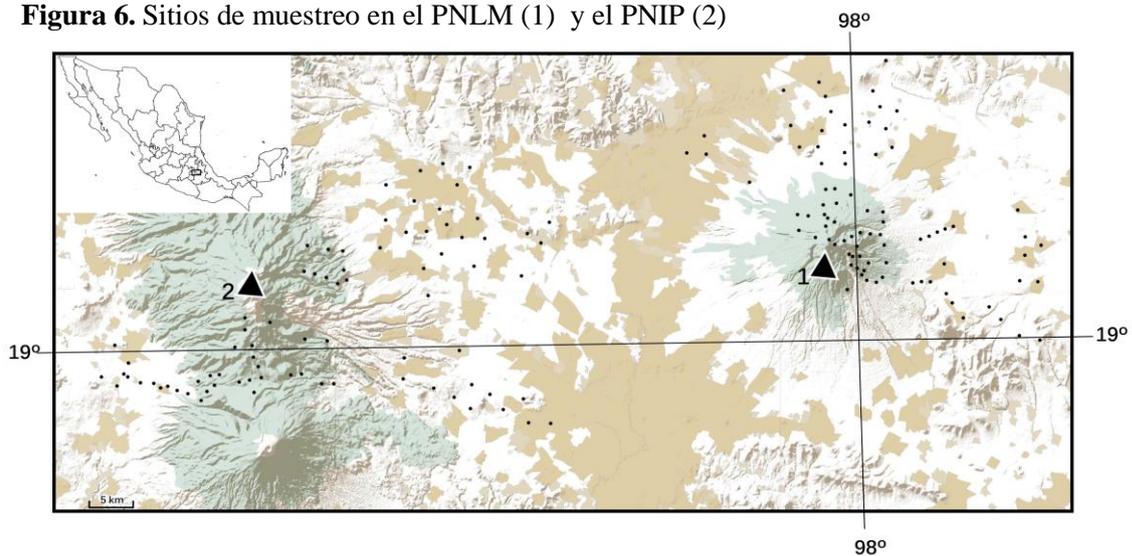
7. METODOLOGÍA

Primeramente, se realizó una revisión bibliográfica para identificar las especies de aves rapaces nocturnas con distribución potencial en el PNLM y el PNIP. Con base en dichas especies identificadas en los Parques Nacionales, se realizaron muestreos preliminares durante los meses de febrero, marzo y principios de abril para registrar cuáles de estas especies respondían a la emisión de reclamos. De esta manera, se determinaron las especies de aves rapaces nocturnas comunes y raras. Una vez identificadas las especies de rapaces nocturnas, se establecieron los puntos donde se establecerían los muestreos. Para realizar los muestreos nocturnos, los puntos se distribuyeron usando un diseño estratificado en función de los tipos de vegetación (diversos tipos de bosque y páramo

de alta montaña) y de los tipos de uso de suelo (zona urbana, zona de cultivo). Cada punto de muestreo se separó una distancia de entre 2 y 3 kilómetros con respecto al más cercano, con el fin de dar independencia a los datos de presencia de cada especie de búho. Se considera que esta distancia es la mínima adecuada para detectar territorios o parejas o individuos de cada especie de búho (Bartolommei et al. 2013).

Se establecieron un total de 93 puntos en el Parque Nacional La Malinche, de los cuales 24 se ubicaron en sitios urbanos, 24 en sitios de cultivo, 37 en sitios de Pino, 6 en sitios de Oyamel y 2 en sitios con vegetación de Pastizal. Por otro lado, se establecieron 87 puntos en el Parque Nacional Iztaccíhuatl-Popocatepetl, de los cuales 24 se establecieron en sitios urbanos, 24 en sitios de cultivo, 18 en sitios con bosque de Pino, 9 en sitios con bosque de Oyamel y 12 en sitios de Pastizal (Figura 6).

Figura 6. Sitios de muestreo en el PNLM (1) y el PNIP (2)



Para detectar a los individuos de cada una de las especies de rapaces nocturnas se hicieron emisiones de reclamos de cada especie de búho y lechuza que se sabía podían estar presentes o que potencialmente podrían estar presentes en las áreas (según datos de Fernández et al., 2007; Ugalde-Lezama et al., 2009, 2010, 2012). Esta técnica consiste en emitir reclamos de cada especie, esperando la respuesta de individuos dentro de cada punto de muestreo. Si la especie responde al reclamo, se considera que está presente en el punto. Se siguió una metodología estándar que se ha probado tiene éxito en el objetivo de detección de especies de rapaces nocturnas y que no parece modificarles el comportamiento (Barnes y Belthoff, 2008; Bartolommei et al., 2013).

Todas las reproducciones de reclamos se realizaron en orden de acuerdo al tamaño de las especies de búhos, iniciando por las más pequeñas y finalizando por las más grandes (en peso y tamaño), con el fin de evitar atraer depredadores de las especies más pequeñas (Lynch y Smith, 1984; McGarigal y Fraser, 1985; Manzur et al., 1998; Hardy y Morrison, 2000; Rodríguez-Estrella y Peláez, 2003).

Los cantos utilizados, fueron obtenidos de la guía digital National Geographic, birds field guide to North America, versión 3.5, y la guía The Sibley eGuide to the birds of North America, versión 1.9.1.

Se utilizó una bocina portátil con batería recargable, con una potencia de salida de 10 W y una impedancia de 4 Ω . Esto permitió tener claridad en los sonidos de las emisiones.

Los reclamos de las especies comunes para ser reproducidos en cada sitio se organizaron por especie de acuerdo con el siguiente procedimiento (Rodríguez-Estrella y Peláez, 2003):

- el reclamo de una especie se emite durante 1 minuto continuo;
- se espera alguna respuesta durante 2 minutos, tiempo en que no se emite y se guarda silencio; y
- se vuelve a reproducir un minuto de reclamo con dos minutos de silencio, y así sucesivamente hasta completar 15 minutos.

En el momento en que hay una respuesta de la especie para la cual se están emitiendo reclamos dentro de los 15 minutos, se deja de emitir para dicha especie. Se registra la hora a la que respondió, se realiza una espera de 5 minutos en silencio y se prosigue con la siguiente especie. Las emisiones por punto finalizan al emitirse los reclamos para la última especie. De esta manera, el tiempo promedio utilizado por punto muestreado fue de 1 hora 45 minutos.

Asimismo, si otra especie responde, se anota su registro y posteriormente ya no se emiten reclamos para dicha especie puesto que se considera su presencia en dicho punto.

Se establecieron 100 metros como distancia a la cual la emisión de reclamos fuera audible para el oído humano, no obstante saber que las aves rapaces nocturnas tienen mejor capacidad auditiva; se utilizó un radio fijo para estandarizar la emisión de

reclamos en todos los puntos de muestreo (Rodríguez-Estrella y Peláez, 2003).

Todos los muestreos se realizaron tomando en cuenta las condiciones climáticas, para que fueran lo más similares posibles entre los días de emisión. En condiciones de lluvia, viento fuerte, o luna llena, no se hicieron emisiones hasta que las condiciones fueron adecuadas ; asimismo, se evitó emitir en la fase de luna llena (McGarigal y Fraser, 1985; Hardy y Morrison, 2000). Se trabajó cuando la luna no se encontraba en el cenit. Asimismo, se evitó realizar muestreos cuando se escucharon perturbaciones o ruidos producidos por actividad humana (como fiestas o ruido continuo proveniente de las comunidades).

7.1 Amplitud de hábitat

Se estimó el índice estandarizado de Levins para evaluar la amplitud de hábitat de las especies de aves rapaces nocturnas en ambos parques nacionales, en que los valores fluctúan entre 0 (menor amplitud de hábitat, especialista) y 1 (mayor amplitud de hábitat, generalista).

$$B_i = \frac{1}{(n - 1)} \left[\frac{1}{(\sum_j p_{ij}^2)} - 1 \right]$$

Donde B_i es el índice estandarizado de Levins, p_{ij} proporción de número de individuos por especie (i) en relación a los tipos de vegetación estudiados (j) y n , número de tipos de vegetación posibles (Colwell y Futuyma, 1971).

7.2 Diversidad de especies

Por otro lado, se estimó el índice de diversidad de Shannon Wiener:

$$H' = - \sum \hat{p}_j \log \hat{p}_j$$

Donde p_j es la proporción de individuos por especie con respecto al número total de individuos. Este índice indica la diversidad de especies con relación a su abundancia y sirve para comparar entre sitios (Colwell y Futuyma, 1971).

Se realizaron análisis para evaluar la diversidad beta, que representa el grado de recambio de especies entre los sitios estudiados. Se estimó el índice de Morisita para evaluar la similitud entre los diferentes sitios en función a la abundancia de las especies, sus valores fluctúan entre 0 (sitios disímiles) y 1 (sitios similares).

$$I_{M-H} = \frac{2\sum(an_i bn_j)}{(da + db)aNbN}$$

donde an_i es el número de individuos de cada especie en la vegetación A, bn_j es el número de individuos de cada especie en la vegetación B, aN es el número total de individuos en el sitio A, bN es el número total de individuos en el sitio B, da equivale a $\sum an^2/aN^2$ y db equivale a $\sum bn^2/bN^2$ (Horn, 1966)

7.3 Modelo de distribución de especies

La generación de mapas de distribución potencial de especies, es una herramienta muy útil en diferentes niveles de investigación de ecología de poblaciones, manejo de recursos y planeación para la conservación.

Los modelos de distribución de especies, extrapolan información sobre la distribución temporal y espacial de las especies, basados en análisis estadísticos. Son representaciones cartográficas de la idoneidad de un espacio para la presencia de una especie en función de las variables empleadas para generar dicha representación (Mateo et al., 2011). La idoneidad es la relación matemática o estadística entre la distribución real conocida y un conjunto de variables independientes que se usan como indicadores. Estas variables suelen ser geológicas, topográficas o climáticas, y se espera que con algunas de ellas, individualmente o en combinación, puedan definir los factores ambientales que delimiten las condiciones favorables para la presencia de la especie (Guisan y Zimmermann, 2000).

Estos modelos nos permiten conocer la tolerancia que tienen las especies a los cambios mediambientales y las preferencias de hábitat. También permiten predecir la idoneidad de un hábitat en una locación pobremente estudiada o en un periodo diferente de tiempo.

Para hacer un estudio y diseño de escala paisajística, se utilizan aproximaciones estadísticas probabilísticas, tomando para ello la información de campo con un diseño de muestreo donde se consideren tanto las zonas con vegetación natural como las zonas modificadas por actividad humana (agricultura, urbanización). Se utilizan modelos probabilísticos para determinar la distribución de las especies. Los modelos de distribución de especies permiten determinar las características ambientales que condicionan la presencia/ausencia de las especies (Franklin, 2010).

Los modelos lineales generalizados no requieren que los datos presenten una distribución normal, los datos que se pueden incorporar en estos modelos pueden tener distribución gaussiana, de Poisson, binomial, binomial negativa y gamma. Dichos modelos utilizan una función de vínculo que describe cómo la media de Y depende en los predictores lineales y una función de varianza que describe como Y depende de su media (Franklin, 2010).

El criterio de información de Akaike (AIC) es una medida de la bondad de ajuste de un modelo; es decir, nos permite identificar cual es el conjunto de datos que tiene un mayor efecto en la variable respuesta, mientras menor sea el número de AIC, menor es la devianza no explicada (Franklin, 2010). El mejor modelo (según los conjuntos de datos involucrados) es el que tenga un menor AIC. El criterio de información de Akaike busca encontrar el modelo que mejor describe los datos con el menor número de variables.

7.4 Análisis de datos

Para desarrollar el modelo de distribución de especies, se utilizarán factores gradiente indirectos (Tabla 9), es decir, factores que pueden no tener un efecto directo en la distribución o abundancia de las especies tales como la latitud, longitud, elevación, ángulo de inclinación, temperatura media anual, precipitación media anual, distancia a cambio de uso de suelo (Franklin, 2010).

A través de estos modelos, podremos determinar cuales variables están afectando la distribución de las aves rapaces nocturnas e inferir incluyendo variables asociadas a cambios de uso de suelo, si las perturbación por actividades humanas influyen en su distribución (Rodríguez-Estrella, 2007).

Los Modelos Lineales Generalizados usados para desarrollar los modelos de distribución de especies, son modelos estadísticos que nos permiten relacionar varias variables predictivas con una variable respuesta:

$$n=b_0+b_1X_1+b_2X_2+\dots+b_pX_p,$$

donde n es la variable respuesta y b_nX_n son las variables predictivas.

Se deben señalar de acuerdo al tipo de datos, si la distribución esperada es del tipo binomial (en el caso de presencia/ausencia de especies) se utiliza la función de vínculo logit y Poisson (en el caso de la abundancia) se utiliza la función de vínculo log (Franklin, 2010).

Para este tipo de modelación, se pueden incluir tanto variables categóricas como continuas. Para seleccionar el mejor modelo de los que pudieran construirse, se aplicará el Criterio de Información de Akaike (AIC).

Tabla 9. Variables consideradas para los modelos lineales generalizados en este trabajo

Variable	Descripción
Clima	TEMP – Temperatura media anual (°C), PPT - Precipitación media anual (mm)
Topografía	Altitud (ALT), Pendiente (SLP)
Latitud	LAT – Dada en grados, minutos y segundos
Longitud	LONG – Dada en grados, minutos y segundos
Índice de vegetación	NDVI
Terrenos de cultivos	CULT – Presencia de terrenos de cultivo, DCULT – Distancia a terrenos de cultivo
Sitios Urbanos	URB – Presencia de sitios urbanos
Vegetación de bosque	DURB – Distancia a sitios urbanos
	BSQ – Presencia de sitios urbanos
	DBSQ – Distancia a sitios de bosque

Fuente: Elaborado con base en: Rodríguez-Estrella 2007.

7.5 Descripción de variables

En el presente trabajo se consideraron las siguientes variables:

1. variables climáticas, temperatura y precipitación;
2. variables topográficas, altitud y pendiente;
3. variables geográficas, latitud y longitud;
4. variables relacionadas con la vegetación presente en los sitios de muestreo, en particular el índice NDVI;
5. variables relacionadas con la distancia de los sitios de estudio a alguna actividad en particular.

NDVI (Normalized Difference Vegetation Index). Es un índice que mide la actividad fotosintética; se basa en que diferentes superficies reflejan distintos tipos de luz de diferente forma. La vegetación con actividad fotosintética, en particular, absorbe la mayor parte de la luz y refleja la luz cercana al infrarrojo. La vegetación que está muerta refleja mayor luz roja y una menor cantidad de luz infrarroja. Varía de -1 a 1, -1

cuando no hay vegetación, +1 cuando existe vegetación abundante (Weier y Herring, 2000). Las plantas verdes absorben eficientemente la radiación solar del espectro azul y rojo, pero esta absorción no es tan eficiente en el espectro verde. Bajo la región espectral cercana a infrarrojo las hojas verdes son altamente reflectivas, no hay absorción. Terrenos descubiertos, nubes, nieve y cemento resultan en valores de NDVI cercanos a cero, el agua presenta valores negativos. Estos índices se obtienen a través de mapas satelitales o fotografías aéreas que consideren la luz roja e infrarroja reflejada. El NDVI a través de mapas satelitales utilizando las bandas cercana a infrarrojo (NIR) y rojo (Red), a través de la fórmula $(NIR-Red)/(NIR+Red)$ (Pettorelli et al., 2011).

Para medir variables topográficas, como altitud y pendiente, se utilizó el DEM (Digital Elevation Model) que es una representación digital en 3D de la superficie de un terreno. Obtenido a través de imágenes satelitales de uso gratuito (INEGI).

Las variables climáticas, temperatura media anual y precipitación, se calcularon a partir de los mapas digitales de isoyetas e isotermas desarrollados por INEGI (2012).

Las variables relacionadas con la distancia de los sitios de estudio a áreas de cultivo o urbanas, se calcularon de fotografías aéreas o imágenes de satélite.

Todas las variables de mapas satelitales fueron procesadas con el software ArcGis (Versión 10.3)

Las variables latitud y longitud fueron registradas con un GPS (Garmin, Astro220, formato de datos UTM UPS y datum WGS 84) directamente en los sitios de muestreo.

8. RESULTADOS

Se invirtieron un total de 315 horas de muestreo, 1 hora 45 minutos por cada sitio de muestreo. Los muestreos cubrieron tres temporadas reproductivas (2013, 2014 y 2015), con lo que aseguramos que las tendencias observadas en nuestros datos son sólidas. Durante el periodo abril a julio de los años 2013, 2014 y 2015 (Tabla 10), se establecieron 60 puntos de muestreo cada año organizados en los distintos tipos de vegetación presentes en cada parque (Tabla 11) y se identificaron un total de 175 individuos de 8 especies de rapaces nocturnas en el PNLN, 7 especies residentes y 1 migratoria, la cual no fue incorporada en los análisis de la investigación (solo se registró como presente en el PNLN); asimismo, 78 individuos de 6 especies de rapaces nocturnas en el Parque Nacional Iztaccíhuatl-Popocatepetl (PNIP). Todas estas aves son especies residentes (Tabla 12).

Se registraron *M. whitneyi* y *Asio otus* como nuevas especies para el PNLN y el Estado de Tlaxcala, para el PNIP *Megascops trichopsis*, *A. acadicus*, *Athene cunicularia* y para el Estado de Puebla *M. kennicottii*, *M. trichopsis*, *A. acadicus* y *A. cunicularia*. Las especies *M. trichopsis*, *A. otus* y *A. cunicularia*, no fueron incorporadas dentro del estudio por reclamos, ya que no existían datos de su presencia en los parques nacionales, pero sí fueron identificadas en la zona durante los muestreos nocturnos.

Tabla 10. Horas invertidas y puntos de muestreo por año.

Año	Puntos muestreados	Horas de muestreos (HORAS/HOMBRE)
2013	60	105 Horas/hombre por 3 gentes
2014	60	105 Horas/hombre por 3 gentes
2015	60	105 Horas/hombre por 3 gentes

Tabla 11. Distribución de puntos de muestreo en los diferentes tipos de vegetación en el PNLM y el PNIP

	Parque Nacional La Malinche	Parque Nacional Iztaccíhuatl-Popocatépetl
Pino	37	18
Oyamel	6	9
Pastizal	2	12
Urbano	24	24
Cultivo	24	24
Total	93	87

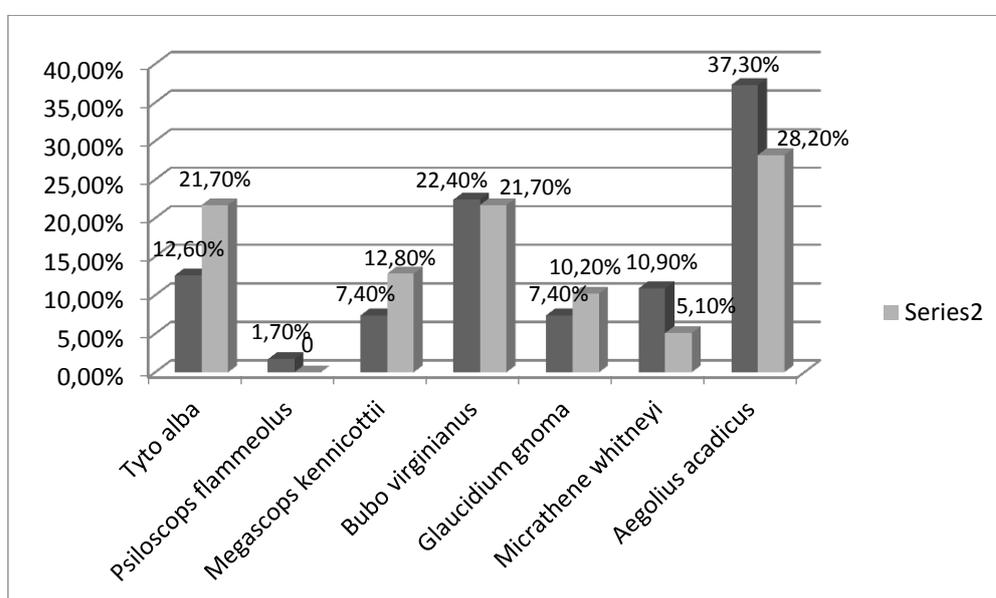
En cuanto al análisis de la comunidad, las especies que presentaron un mayor porcentaje de ocurrencia y ocupación de sitios de muestreo fueron el tecolote afilador (*Aegolius acadicus*) seguido por el búho cornudo (*Bubo virginianus*), en ambos parques nacionales (Tabla 12). En el PNLM, la tercera especie con mayor ocurrencia fue *M. whitneyi*, mientras que para el PNIP fue *G. gnoma*. No se registró a *P. flammeolus* en el PNIP (Figura 7).

Tabla 12. Número de individuos por especie de aves rapaces nocturnas residentes en el PNLM y el PNIP. Entre paréntesis se da el porcentaje de la abundancia de individuos por cada especie

Especies	Número de individuos (PNLM)	Número de individuos (PNIP)
<i>Tyto alba</i>	22 (12.6)	17 (21.7)
<i>Psiloscops flammeolus</i>	3 (1.7)	0 (0.0)
<i>Megascops kennicottii</i>	13 (7.4)	10 (12.8)

<i>Bubo virginianus</i>	39 (22.4)	17 (21.7)
<i>Glaucidium gnoma</i>	13 (7.4)	8 (10.2)
<i>Micrathene whitneyi</i>	19 (10.9)	4 (5.1)
<i>Aegolius acadicus</i>	65 (37.3)	22 (28.2)
Total	174	78

Figura 7. Comparación de proporción de especies PNLM y PNIP



Los valores de amplitud del hábitat para el PNLM, oscilaron entre 0 y 0.74. La mayoría de las especies tuvieron un valor de amplitud de ambiente relativamente bajo ($Bi < 0.4$). Siendo las especies *P. flammeolus* y *M. whitneyi* las más especialistas (Tabla 13) y *B. virginianus* y *T. alba* las más generalistas (Tabla 13). En el PNIP, los valores de amplitud de hábitat oscilaron entre 0 y 0.98, las especies más especialistas fueron *M. whitneyi* y *G. gnoma* y las más generalistas *B. virginianus* y *M. kennicottii* (Tabla 13).

Tabla 13. Índice de Levins para el PNLM y el PNIP

PNLM		PNIP	
Especie	Levins	Especie	Levins
<i>T. alba</i>	0,630	<i>T. alba</i>	0,432
<i>P. flammeoulus</i>	0	<i>P. flammeoulus</i>	-

<i>M. kennicottii</i>	0,304	<i>M. kennicottii</i>	0,888
<i>B. virginianus</i>	0,740	<i>B. virginianus</i>	0,989
<i>G. gnoma</i>	0,186	<i>G. gnoma</i>	0,14
<i>M. whitneyi</i>	0,055	<i>M. whitneyi</i>	0
<i>A. acadicus</i>	0,123	<i>A. acadicus</i>	0,491

Los valores de H' para los diferentes tipos de vegetación en los parques muestran que presentan una diversidad baja (Tabla 14), siendo la más alta la vegetación de pino y la más baja la vegetación de pastizal en ambos parques nacionales. Se compararon las diversidades de ambos parques nacionales con una prueba t-student para la diversidad de Shannon, mostrando que únicamente hay diferencias significativas entre las vegetaciones de pastizal ($t=-5.1744$, $gl=6$, $p=0.002$).

Tabla 14. Índice de Shannon para el PNLM y el PNIP

Tipo de Vegetación	H' PNLM	H' PNIP
Pino	1.532	1.533
Oyamel	1.215	0.936
Pastizal	0	0.693
Urbano	0.735	0.693
Cultivo	1.101	1.274

8.1 Similitud de la comunidad entre sitios

En el Parque Nacional La Malinche, las similitudes de especies de rapaces nocturnas entre tipos de vegetación fueron altas, siendo la mayor entre la vegetación de Pino y Oyamel, sitios urbanos con sitios de cultivo y entre Pino y Pastizal, mientras que la menor similitud fue entre sitios urbanos y de cultivo comparados con sitios de Pastizal (Tabla 15).

Tabla 15. Índice Morisita Parque Nacional La Malinche mostrando la similitud de rapaces nocturnas entre los tipos de vegetación

Tipo de Vegetación	Pino	Oyamel	Pastizal	Urbano	Cultivo
Pino	1	-	-	-	-
Oyamel	0.82	1	-	-	-
Pastizal	0.73	0.5	1	-	-
Urbano	0.11	0.11	0	1	-
Cultivo	0.27	0.56	0	0.77	1

En el Parque Nacional Iztaccíhuatl-Popocatepetl, las similitudes fueron más bajas, siendo la mayor entre los sitios urbanos comparado con cultivo, sitios con vegetación de Pino y Oyamel, y sitios urbanos comparados con Pastizal, y la menor entre los sitios con Oyamel y urbano (Tabla 16).

Tabla 16. Índice Morisita Parque Nacional Iztaccíhuatl-Popocatepetl

Tipo de Vegetación	Pino	Oyamel	Pastizal	Urbano	Cultivo
Pino	1	-	-	-	-
Oyamel	0.69	1	-	-	-
Pastizal	0.58	0.35	1	-	-
Urbano	0.04	0	0.66	1	-
Cultivo	0.34	0.43	0.61	0.70	1

Al hacer un análisis comparando la similitud entre parques, los sitios de Pino PNLM – Pino PNIP, Urbano PNIP – Urbano PNLM y Oyamel PNLM – Oyamel PNIP son los que tuvieron la mayor similitud, mientras que los de Pastiza – Urbano y Oyamel – Urbano, para los dos volcanes, tuvieron la menor similitud (Tabla 17). En todos los casos, la menor similitud ocurrió entre los tipos de vegetación de bosque en relación con los sitios urbanos en relación con la vegetación de Pastizal, para ambos parques nacionales.

Tabla 17. Índice Morisita-Horn PNLM y PNIP

	Pino PNIP	Oyamel PNIP	Pastizal PNIP	Urbano PNIP	Cultivo PNIP
Pino PNLM	0.97	0.83	0.66	0.03	0.29
Oyamel PNLM	0.71	0.93	0.46	0	0.38
Pastizal PNLM	0.63	0.4	0.66	0	0.05
Urbano PNLM	0.03	0	0	0.94	0.88
Cultivo PNLM	0.29	0.38	0.05	0.61	0.89

8.2 Modelos Lineales Generalizado GLM para determinación de variables influyentes en la presencia y abundancia de rapaces.

A través de los modelos lineales generalizados se analizó la relación entre las 10 variables explicativas (Tabla 9) y la presencia/ausencia y la abundancia de las especies de aves rapaces nocturnas identificadas en cada parque nacional.

8.3 Relación de variables con la abundancia de especies de rapaces nocturnas en el PNLM.

Con relación a la abundancia de especies en el Parque Nacional La Malinche (Tabla 18), para *B. virginianus*, la variable distancia a sitios urbanos influyó de manera

marginalmente significativa en la abundancia de la especie ($z= 1.874$; $\Pr(>|z|)= 0.0609$). La influencia fue positiva, con lo que a mayor distancia de los sitios urbanos, habrá una mayor probabilidad de encontrar una mayor abundancia individuos de *B. virginianus* (Tabla 18).

Tabla 18. Relación de variables con la abundancia de *B. virginianus* en el PNL

	Variable	Z	Pr(> z)
<i>Bubo virginianus</i>	Altitud	-0.080	0.9360
	Distancia a bosque	-1.311	0.1899
	Distancia a cultivo	-0.571	0.5678
	Distancia a urbano	1.874	0.0609
	Latitud	-0.463	0.6430
	Longitud	0.007	0.9940
	NDVI	1.119	0.2633
	Precipitación	0.527	0.5982
	SLP	-1.391	0.1643
	Temperatura	0.703	0.4819
	Tipo de vegetación (área agrícola)	1.007	0.3140
	Tipo de vegetación (bosque de oyamel)	0.880	0.3790
	Tipo de vegetación (bosque de pino)	-0.526	0.5990

Para *G. gnoma*, la variable altitud influyó de manera marginalmente significativa en la abundancia de la especie ($z= -1.830$; $\Pr(>|z|)=0.0672$), siendo en este caso negativa la relación, con lo que indica que la abundancia de la especie aumenta conforme la altitud disminuye (Tabla 19).

Tabla 19. Relación de variables con la abundancia de *G. gnoma* en el PNL

	Variable	Z	Pr(> z)
<i>Glaucidium gnoma</i>	Altitud	-1.830	0.0672
	Distancia a bosque	-0.484	0.6280
	Distancia a cultivo	1.140	0.2543
	Distancia a urbano	0.019	0.9850
	Latitud	0.115	0.9084
	Longitud	0.000	0.999
	NDVI	0.455	0.6493
	Precipitación	0.128	0.8978
	SLP	0.171	0.8645
	Temperatura	-1.012	0.3114

	Tipo de vegetación (área agrícola)	-0.005	0.9958
	Tipo de vegetación (bosque de oyamel)	1.450	0.1470
	Tipo de vegetación (bosque de pino)	-0.005	0.9964

En el caso de *M. whitneyi*, la variable pendiente (SLP) fue marginalmente significativa ($z = -1.921$; $\Pr(>|z|) = 0.0547$), influyendo de manera negativa en la abundancia de la especie, lo que significa que a menor pendiente del terreno, mayor abundancia de la especie. Es decir, esta especie se asocia a lugares poco abruptos (Tabla 20).

Tabla 20. Relación de variables con la abundancia de *M. whitneyi* en el PNLM

	Variable	Z	Pr(> z)
<i>Micrathene whitneyi</i>	Altitud	1.161	0.2455
	Distancia a bosque	0.000	0.9998
	Distancia a cultivo	0.128	0.8985
	Distancia a urbano	-0.378	0.7054
	Latitud	-0.102	0.9187
	Longitud	0.000	0.999
	NDVI	1.098	0.2723
	Precipitación	0.167	0.8677
	SLP	-1.921	0.0547
	Temperatura	-0.058	0.9535
	Tipo de vegetación (área agrícola)	0.000	1.000
	Tipo de vegetación (bosque de oyamel)	0.004	0.9968
	Tipo de vegetación (bosque de pino)	0.000	0.9999

Para las especies *T. alba*, *P. flammeolus*, *M. kennicottii* y *A. acadicus*, ninguna de las variables incorporadas en los análisis con la abundancia de estas especies señaló una relación significativa con la abundancia de estas especies.

8.4 Relación de variables con la presencia de especies de rapaces nocturnas en el PNLM.

En cuanto a la presencia de las especies de aves rapaces nocturnas en el PNLM, para *B. virginianus*, la variable distancia a asentamientos urbanos fue marginalmente significativa ($z = 1.744$; $\Pr(>|z|) = 0.0811$), indicando que a menor distancia a sitios urbanos, las probabilidades de encontrar esta especie se incrementan; la variable tipo de vegetación (bosque de pino) fue también marginalmente significativa ($z = -1.657$; $\Pr(>|z|) = 0.0975$), indicando que existe una menor probabilidad de encontrar *B.*

virginianus en sitios con vegetación de pino (Tabla 21). Dada la marginalidad en la significancia, hay que tomar con reserva estas tendencias.

Tabla 21. Relación de variables con la presencia de *B. virginianus* en el PNLM

	Variable	Z	Pr(> z)
<i>Bubo virginianus</i>	Altitud	0.195	0.8451
	Distancia a bosque	-1.602	0.1091
	Distancia a cultivo	-0.060	0.9525
	Distancia a urbano	1.744	0.0811
	Latitud	-0.470	0.6386
	Longitud	0.007	0.9945
	NDVI	1.380	0.1675
	Precipitación	1.404	0.1602
	SLP	-1.159	0.2466
	Temperatura	1.460	0.1443
	Tipo de vegetación (área agrícola)	1.550	0.1211
	Tipo de vegetación (bosque de oyamel)	-0.253	0.8005
	Tipo de vegetación (bosque de pino)	-1.657	0.0975

Para *G. gnoma*, la variable vegetación, bosque de oyamel, fue marginalmente significativa para la presencia de la especie ($z= 1.814$; $\text{Pr}(>|z|)= 0.0697$), indicando que en espacios con mayor vegetación de oyamel, hay una mayor probabilidad de encontrar la presencia de la especie (Tabla 22).

Tabla 22. Relación de variables con la presencia de *G. gnoma* en el PNLM

	Variable	Z	Pr(> z)
<i>Glaucidium gnoma</i>	Altitud	-1.498	0.1341
	Distancia a bosque	-0.241	0.8096
	Distancia a cultivo	1.184	0.2363
	Distancia a urbano	-0.152	0.8794
	Latitud	-0.534	0.5932
	Longitud	0.000	0.9999
	NDVI	1.008	0.3133
	Precipitación	0.200	0.8414
	SLP	0.136	0.8914
	Temperatura	-0.500	0.6168
	Tipo de vegetación (área agrícola)	-0.004	0.9966
	Tipo de vegetación (bosque de oyamel)	1.814	0.0697

	Tipo de vegetación (bosque de pino)	1.607	0.1082
--	-------------------------------------	-------	--------

Para las especies *T. alba*, *P. flammeolus*, *M. kennicottii*, *M. whitneyi* y *A. acadicus*, las variables analizadas en este estudio no mostraron una relación significativa con la presencia de estas especies.

8.5 Relación de variables con la abundancia de especies de rapaces nocturnas en el PNIP.

Para la abundancia de especies en el Parque Nacional Iztaccíhuatl-Popocatepetl, para *T. alba*, la variable latitud fue marginalmente significativa con la abundancia de individuos de la especie ($z= 1.669$; $\Pr(>|z|)=0.0951$), indicando que la abundancia disminuye conforme decrece la latitud; la variable distancia a sitios urbanos fue significativa ($z= 2.144$; $\Pr(>|z|)=0.0320$), indicando que mientras mayor sea la distancia a sitios urbanos, mayor será la abundancia de dicha especie (Tabla 23).

Tabla 23. Relación de variables con la abundancia de *T. alba* en el PNIP

	Variable	Z	Pr(> z)
<i>Tyto alba</i>	Altitud	-1.634	0.1023
	Distancia a bosque	0.023	0.9818
	Distancia a cultivo	-0.618	0.5367
	Distancia a urbano	2.144	0.0320
	Latitud	1.669	0.0951
	Longitud	-0.739	0.4599
	NDVI	0.190	0.8495
	Precipitación	1.253	0.2103
	SLP	1.180	0.2381
	Temperatura	0.216	0.8287
	Tipo de vegetación (área agrícola)	-0.004	0.997
	Tipo de vegetación (bosque de oyamel)	-0.007	0.9942
	Tipo de vegetación (bosque de pino)	-0.721	0.4706
	Tipo de vegetación (pastizal)	-0.006	0.9952

Para *M. kennicotti*, dos variables fueron marginalmente significativas con relación a la abundancia: la distancia a cultivos ($z= -1.808$; $\Pr(>|z|)=0.0706$) y la latitud ($z= 1.676$; $\Pr(>|z|)=0.0937$), a menor distancia a los terrenos de cultivo mayor probabilidad de encontrar individuos de esta especie; la variable latitud afectó de forma positiva,

indicando que la abundancia de *M. kennicottii* aumenta conforme aumenta la latitud (Tabla 24).

Tabla 24. Relación de variables con la abundancia de *M. kennicottii* en el PNIP

<i>Megascops kennicottii</i>	Variable	Z	Pr(> z)
	Altitud	1.284	0.1992
	Distancia a bosque	-0.751	0.4525
	Distancia a cultivo	-1.808	0.0706
	Distancia a urbano	1.058	0.2902
	Latitud	1.676	0.0937
	Longitud	0.935	0.3500
	NDVI	0.767	0.4428
	Precipitación	0.869	0.3850
	SLP	-0.543	0.5875
	Temperatura	1.164	0.2445
	Tipo de vegetación (área agrícola)	-0.479	0.632
	Tipo de vegetación (bosque de oyamel)	0.309	0.7576
	Tipo de vegetación (bosque de pino)	-0.887	0.3753
	Tipo de vegetación (pastizal)	-0.006	0.9952

La variable distancia a cultivo influyó significativamente en la abundancia de *B. virginianus* ($z = -2.009$; $\text{Pr}(>|z|) = 0.0445$), mostrando que la probabilidad de encontrar a esta especie se incrementa conforme disminuye la distancia a los terrenos de cultivo. Es decir, se asocia a campos agrícolas (Tabla 25).

Tabla 25. Relación de variables con la abundancia de *B. virginianus* en el PNIP

<i>Bubo virginianus</i>	Variable	Z	Pr(> z)
	Altitud	0.433	0.6648
	Distancia a bosque	0.942	0.3461
	Distancia a cultivo	-2.009	0.0445
	Distancia a urbano	1.621	0.1049
	Latitud	-0.502	0.6156
	Longitud	0.323	0.7470
	NDVI	0.923	0.3559
	Precipitación	0.454	0.6501
	SLP	-1.208	0.2270
	Temperatura	-0.343	0.7319
	Tipo de vegetación (área agrícola)	-0.006	0.995
	Tipo de vegetación (bosque de oyamel)	0.503	0.6149
	Tipo de vegetación (bosque de pino)	-0.304	0.7611

	Tipo de vegetación (pastizal)	-0.009	0.9926
--	-------------------------------	--------	--------

La variable pendiente del terreno (SLP) influye marginalmente en la abundancia de *A. acadicus* ($z = -1.689$; $\Pr(>|z|) = 0.0912$); mientras menor sea la inclinación del terreno, mayor abundancia de la especie (Tabla 26).

Tabla 26. Relación de variables con la abundancia de *A. acadicus* en el PNIP

	Variable	Z	Pr(> z)
<i>Aegolius acadicus</i>	Altitud	0.509	0.6107
	Distancia a bosque	0.655	0.5126
	Distancia a cultivo	0.333	0.7391
	Distancia a urbano	-0.197	0.8439
	Latitud	1.088	0.2764
	Longitud	0.245	0.8064
	NDVI	0.556	0.5783
	Precipitación	-0.006	0.9954
	SLP	-1.689	0.0912
	Temperatura	0.674	0.5001
	Tipo de vegetación (área agrícola)	-0.004	0.997
	Tipo de vegetación (bosque de oyamel)	0.009	0.9925
	Tipo de vegetación (bosque de pino)	0.009	0.9927
	Tipo de vegetación (pastizal)	0.009	0.9928

La abundancia de las especies *M. whitneyi*, *P. flammeolus* y *G. gnoma*, no presentó relación significativa con las variables analizadas en este estudio.

8.6 Relación de variables con la presencia de especies de rapaces nocturnas en el PNIP. Modelos GLM

En cuanto a la especie *Tyto alba*, la variable latitud fue marginalmente significativa ($z = 1.891$; $\Pr(>|z|) = 0.0586$) indicando que conforme aumenta la latitud aumenta la probabilidad de tener presencia de esta especie. La variable distancia a sitios urbanos fue significativa ($z = 2.463$; $\Pr(>|z|) = 0.0138$) indicando que la probabilidad de encontrar a esta especie se incrementa conforme aumenta la distancia a sitios urbanos (Tabla 27).

Tabla 27. Relación de variables con la presencia de *T. alba* en el PNIP

<i>Tyto alba</i>	Variable	Z	Pr(> z)
------------------	----------	---	----------

	Altitud	-1.507	0.1319
	Distancia a bosque	0.009	0.9927
	Distancia a cultivo	-0.466	0.6410
	Distancia a urbano	2.463	0.0138
	Latitud	1.891	0.0586
	Longitud	-0.672	0.5017
	NDVI	0.330	0.7414
	Precipitación	1.625	0.1041
	SLP	0.701	0.4835
	Temperatura	0.577	0.5640
	Tipo de vegetación (área agrícola)	0.007	0.9942
	Tipo de vegetación (bosque de oyamel)	-0.009	0.9927
	Tipo de vegetación (bosque de pino)	-1.049	0.2942
	Tipo de vegetación (pastizal)	0.372	0.7102

Para la especie *M. kennicottii*, la variable distancia a cultivos fue negativa y marginalmente significativa ($z = -1.766$; $\Pr(>|z|) = 0.0773$) lo cual indica que mientras más cercano a terrenos de cultivos mayor será la probabilidad de tener presencia de esta especie. La variable latitud, también fue marginalmente significativa ($z = 1.656$; $\Pr(>|z|) = 0.0977$) e indica que con el aumento de la latitud, aumenta la presencia de dicha especie (Tabla 28).

Tabla 28. Relación de variables con la presencia de *M. kennicottii* en el PNIP

	Variable	Z	Pr(> z)
<i>Megascops kennicottii</i>	Altitud	1.137	0.2554
	Distancia a bosque	-0.416	0.6774
	Distancia a cultivo	-1.766	0.0773
	Distancia a urbano	0.886	0.3758
	Latitud	1.656	0.0977
	Longitud	0.919	0.3580
	NDVI	0.802	0.4225
	Precipitación	1.069	0.2852
	SLP	-0.541	0.5884
	Temperatura	1.146	0.2516
	Tipo de vegetación (área agrícola)	-0.736	0.462
	Tipo de vegetación (bosque de oyamel)	0.462	0.6438
	Tipo de vegetación (bosque de pino)	-0.612	0.5408
	Tipo de vegetación (pastizal)	-0.007	0.9941

En cuanto a la presencia de *B. virginianus* la variable distancia a cultivo fue significativa ($z = -2.379$; $\Pr(>|z|) = 0.0174$), indicando que a menor distancia de los terrenos de cultivo, mayor probabilidad de encontrar presencia de la especie (Tabla 29).

Tabla 29. Relación de variables con la presencia de *B. virginianus* en el PNIP

	Variable	Z	Pr(> z)
<i>Bubo virginianus</i>	Altitud	0.495	0.6209
	Distancia a bosque	0.248	0.8042
	Distancia a cultivo	-2.379	0.0174
	Distancia a urbano	1.013	0.3112
	Latitud	-0.234	0.8147
	Longitud	0.606	0.5448
	NDVI	0.282	0.7783
	Precipitación	-0.272	0.7856
	SLP	-0.978	0.3280
	Temperatura	-0.873	0.3824
	Tipo de vegetación (área agrícola)	-0.006	0.996
	Tipo de vegetación (bosque de oyamel)	1.196	0.2316
	Tipo de vegetación (bosque de pino)	0.417	0.6765
	Tipo de vegetación (pastizal)	-0.008	0.9937

En cuanto a la presencia de *A. acadicus* en el PNIP, la variable latitud fue marginalmente significativa ($z = 1.870$; $\Pr(>|z|) = 0.0614$) indicando que conforme aumenta la latitud aumenta la presencia de dicha especie; la variable inclinación del terreno fue marginalmente positiva ($z = -1.843$; $\Pr(>|z|) = 0.0653$) indicando que a menor inclinación del terreno (pendiente), mayor probabilidad de encontrar presencia de *A. acadicus*. Es decir, esta especie prefiere sitios más planos, poco abruptos (Tabla 30).

Tabla 30. Relación de variables con la presencia de *A. acadicus* en el PNIP

	Variable	Z	Pr(> z)
<i>Aegolius acadicus</i>	Altitud	-0.454	0.6495
	Distancia a bosque	0.426	0.6700
	Distancia a cultivo	0.192	0.8475
	Distancia a urbano	0.190	0.8475
	Latitud	1.870	0.0614
	Longitud	0.683	0.4946
	NDVI	1.049	0.2940
	Precipitación	-0.004	0.9971

	SLP	-1.843	0.0653
	Temperatura	-0.107	0.9149
	Tipo de vegetación (área agrícola)	-0.007	0.9947
	Tipo de vegetación (bosque de oyamel)	0.012	0.9903
	Tipo de vegetación (bosque de pino)	0.011	0.9914
	Tipo de vegetación (pastizal)	0.012	0.9908

Para las especies *M. whitneyi*, *G. gnoma* y *P. flammeolus*, las variables analizadas en este estudio no presentaron relación con la presencia de estas especies.

8.7 Modelos GLM y variables influyentes. Análisis de la comunidad de rapaces nocturnas.

Las variables que influyeron en la abundancia de aves rapaces nocturnas en ambos parques nacionales fueron altitud, distancia a cultivos, distancia a urbanos, latitud y pendiente del terreno (Tabla 31). Para la presencia de aves rapaces, las variables que influyeron fueron distancia a cultivos, distancia a sitios urbanos, latitud, pendiente del terreno, vegetación de oyamel y vegetación de pino (Tabla 32).

Al hacer un análisis de las variables que más pueden influir a la comunidad de rapaces nocturnas, se encontró que no fueron muchas las variables que en conjunto condicionan la presencia o abundancia de las especies: altitud, distancia a sitios de cultivo, distancia a sitios urbanos, latitud, pendiente del terreno (SLP), bosque de Oyamel y bosque de Pino, presentaron alguna relación con la comunidad de aves rapaces del PNLM y el PNIP (Tabla 33). Pero las variables que parecen condicionar en mayor medida la distribución y abundancia de las especies fueron la distancia a las actividades humanas (a cultivos y áreas urbanas), la pendiente y la latitud. Es decir, que en general las actividades humanas tienen una fuerte influencia en los patrones de distribución y abundancia de las especies de rapaces nocturnas en los bosques de las ANPs o parques nacionales trabajados.

Tabla 31. Relación de variables con la abundancia de aves rapaces nocturnas en el PNIP y el PNLM

Especie	Variables													
	Altitud	Dist. Bosque	Dist. Cultivo	Dist. Urbano	Latitud	Longitud	NDVI	Precipitación	SLP	Temperatura	Veg. agrícola	Oyamel	Pino	Pastizal
<i>T. alba</i>				✓	✓									
<i>P. flammeouulus</i>														
<i>M. kennicottii</i>			✓		✓									
<i>B. virginianus</i>			✓	✓										
<i>G. gnoma</i>	✓													
<i>M. whitneyi</i>									✓					
<i>A. acadicus</i>									✓					

Tabla 32. Relación de variables con la presencia de aves rapaces nocturnas en el PNIP y el PNLM

Especie	Variables													
	Altitud	Dist. Bosque	Dist. Cultivo	Dist. Urbano	Latitud	Longitud	NDVI	Precipitación	SLP	Temperatura	Veg. agrícola	Oyamel	Pino	Pastizal
<i>T. alba</i>			✓	✓	✓									
<i>P. flammeouulus</i>														
<i>M. kennicottii</i>														
<i>B. virginianus</i>			✓	✓								✓	✓	
<i>G. gnoma</i>														
<i>M. whitneyi</i>														
<i>A. acadicus</i>					✓				✓					

Tabla 33. Relación de variables con la presencia y abundancia de aves rapaces nocturnas en el PNIP y el PNLM

Especie	Variables													
	Altitud	Dist. Bosque	Dist. Cultivo	Dist. Urbano	Latitud	Longitud	NDVI	Precipitación	SLP	Temperatura	Veg. agrícola	Oyamel	Pino	Pastizal
<i>T. alba</i>				✓	✓									
<i>P. flammeoulus</i>														
<i>M. kennicottii</i>			✓		✓									
<i>B. virginianus</i>			✓	✓									✓	
<i>G. gnoma</i>	✓											✓		
<i>M. whitneyi</i>									✓					
<i>A. acadicus</i>					✓				✓					

9. DISCUSIÓN

9.1 Nuevos registros de aves rapaces nocturnas en el PNLM y el PNIP

Sobre los nuevos registros en el Parque Nacional La Malinche, se identificaron diecinueve individuos de la especie *Micrathene whitneyi*, entre los meses de abril y junio de 2013, abril y junio de 2014, y abril y junio de 2015, todos los registros se hicieron en vegetación de bosque con diferentes asociaciones vegetales (Pino, Pino-encino, Pino-encino-oyamel). König y Weick (2010) y Mikkola (2012) describen el hábitat de esta especie como áreas abiertas semidesérticas con cactus columnares, áreas boscosas y cañones con bosques semiáridos.

En el caso de *Asio otus*, se identificó un individuo en el mes de enero de 2014 en un sitio con vegetación de pino-encino. El hábitat de esta especie, se ha descrito como bosques de coníferas muchas veces cercanos a asentamientos urbanos o en áreas boscosas en zonas urbanas (König y Weick, 2010; Mikkola, 2012). El registro de dicho individuo corresponde a una especie migratoria en el PNLM.

Sobre los nuevos registros en el Parque Nacional Iztaccihuatl-Popocatepetl, para *Megascops kennicottii* cinco registros se hicieron en terrenos de cultivo y seis en vegetación de bosque, lo cual concuerda con el hábitat descrito para esta especie, bosque semiárido, así como en áreas semiabiertas con árboles dispersos (Howell y Webb 1995). En cuanto a los registros en sitios de cultivo, concuerda en parte con lo descrito para *M. kennicottii*, que es capaz de soportar cambios en la vegetación, presentándose en zonas rurales con cultivo o parques urbanos y jardines (Rodríguez-Estrella y Peláez 2002; König y Weick 2010; Mikkola 2012).

Dieciocho individuos de *Aegolius acadicus* se registraron en el Parque Nacional Iztaccihuatl –Popocatepetl, estos registros confirman la presencia de la especie en el estado de Puebla y en el Parque Nacional Iztaccihuatl –Popocatepetl. Los ambientes en que se le encontró son similares a lo descrito para la especie, en la vegetación montañosa y bosques de coníferas (König y Weick, 2010; Mikkola, 2012).

Un individuo de *Athene cunicularia* se registró en un sitio con vegetación de terrenos de cultivo. Este registro confirma la presencia de la especie en el estado de Puebla y en el Parque Nacional Iztaccihuatl –Popocatepetl. La vegetación de los sitios donde se identificó, corresponde con la vegetación descrita para esta especie, terrenos de cultivo

con escasos árboles y arbustos (König y Weick, 2010; Mikkola, 2012). En México, su distribución es amplia, abarcando la mayor parte del territorio mexicano (Peterson y Chalif, 2008).

Un individuo de *Megascops trichopsis* fue registrado (Tabla 1). Este registro confirma la presencia de la especie en el estado de Puebla y en el Parque Nacional Iztaccíhuatl – Popocatepetl. El ambiente es similar a lo reportado para la especie, vegetación montañosa, principalmente asociación de pino-encino (König y Weick, 2010; Mikkola, 2012).

9.2 Abundancia de especies en el PNLM y el PNIP

De acuerdo a nuestros datos, la mayor abundancia de especies de aves rapaces nocturnas se encuentra dentro del bosque de pino, seguido por el bosque de oyamel y por último el pastizal de alta montaña, presentándose un patrón similar para ambos parques nacionales. Esto parece deberse a que el gradiente altitudinal de los ambientes montañosos genera variaciones en temperatura, humedad relativa y precipitación, lo cual tiene un efecto directo en la distribución, diversidad y abundancia de la flora (Medina-Macías et al., 2010), del hábitat de los vertebrados e invertebrados, y en consecuencia en la presencia de presas potenciales disponibles para depredadores. La riqueza de especies de aves y mamíferos decrece gradualmente conforme la altitud aumenta, esta relación se ha demostrado en diversos estudios y posiblemente se relaciona con un ambiente con restricciones crecientes conforme aumenta la altitud y la restricción de espacio para establecer territorios (Hunter et al., 1993; McCain, 2007); estos factores parecen conformar una presión selectiva en las especies de aves que habitan en estos ambientes (Xin Lu, et al., 2010), con lo que se establece una limitante para que la avifauna se vaya estableciendo a mayor altitud (Martínez y Rechberger, 2007).

Las especies más abundantes en nuestro estudio fueron *Aegolius acadicus* y *Bubo virginianus*, en ambos parques. La alimentación de ambas especies consiste principalmente de mamíferos, anfibios e insectos. *A. acadicus* habita principalmente en bosques de coníferas, *Pinus spp* y *Quercus spp*. (König, 2008; Peterson et al., 2008). *B. virginianus*, se encuentra ampliamente distribuido por todo el país, su hábitat son bosques, matorrales, chaparral, riberas de arroyos, tierras abiertas, desiertos, cañones e incluso cerca de asentamientos humanos (König, 2008; Peterson et al., 2008). En

diversos estudios realizados en la zona central de México en los estados de Hidalgo (Ortiz-Pulido et al., 2010; Valencia-Herverth et al., 2012), Puebla (Ramírez-Albores, 2007), Tlaxcala (Ramírez-Albores, 2013) e incluso en el mismo PNLM (Ortiz-Pulido y Lara, 2014), *B. virginianus* es una especie recurrente y de las especies de rapaces nocturnas con mayor abundancia, lo cual no es de extrañar dado su carácter generalista, lo cual le permite establecerse y permanecer en una mayor variedad de ambientes, condiciones climáticas, de altitud y de vegetación.

En cuanto a *A. acadicus*, para el estado de Hidalgo los autores no colectaron datos suficientes para determinar su abundancia (Ortiz-Pulido et al., 2010), pero otros autores identificaron a *A. acadicus* como la quinta especie más abundante de un total de 18 especies (Valencia-Herverth et al., 2012). En el estado de Puebla y Tlaxcala, no fue identificada esta especie (Ramírez-Albores, 2007; Ramírez-Albores, 2013) pero en el PNLM, se registraron 3 individuos de *A. acadicus* en los meses de septiembre y diciembre (Ortiz-Pulido y Lara, 2014). Estas variaciones en el número de individuos puede estar relacionada con que la emisión de reclamos por parte de *A. acadicus* se da durante pocos meses al año, en el periodo reproductivo; una vez establecida la pareja los individuos de la especie son muy silenciosos (König, 2008; Johnsgard, 1988). También la disponibilidad de presas, los sitios de anidación y la cantidad de vegetación presente influyen en estas variaciones, puesto que esta especie requiere de bosque de coníferas con cierta antigüedad para anidar en cavidades desarrolladas por otras especies (Johnsgard, 1988). De igual manera, requieren de espacios con abundante vegetación para poder perchar y esconderse durante el día (König, 2008). Al parecer en los parques nacionales estos requerimientos son cubiertos para la especie.

Las especies que presentaron menor abundancia en nuestro estudio fueron *Tyto alba*, *Megascops kennicottii* y *Psiloscops flammeolus*; inclusive *P. flammeolus* se encuentra ausente en las zonas PNIP muestreadas en este estudio, y con muy baja abundancia en el PNLM. *T. alba* es una especie especialista de pequeños roedores terrestres, pero aparentemente es más generalista en su hábitat. *M. kennicottii* se alimenta principalmente de insectos y artrópodos, aunque puede consumir pequeños mamíferos, anfibios, aves y reptiles (Mikkola, 2008). Su hábitat principal son tierras áridas, pero también se puede encontrar en zonas boscosas, de pino-encino y en zonas abiertas con arbustos o algunos árboles; pueden adaptarse a zonas con perturbación humana, como

algunos parques e incluso zonas residenciales, si hay árboles para anidar presentes (Mikkola, 2008; König, 2008; Cannings et al., 2001). *P. flammeolus* se alimenta principalmente de insectos nocturnos, aunque puede consumir pequeños mamíferos (Mikkola, 2008; König, 2008). Existe poca información sobre su hábitat (Linkhart, et al., 2013), pero se considera que habitan principalmente en bosque con vegetación de *Pinus ponderosa* (Mikkola, 2008).

A pesar de que *T. alba* es una especie generalista de hábitat con una amplia distribución en México, en los estudios realizados en los estados de Hidalgo, Puebla, Tlaxcala y dentro del PNLM su presencia es rara (Ortiz-Pulido et al., 2010; Valencia-Herverth et al., 2012; Ramírez-Albores, 2007; Ramírez-Albores, 2013; Ortiz-Pulido y Lara, 2014). Lo anterior puede deberse a la falta de estudios sistemáticos que describan la presencia de esta especie en ambientes conservados o a que dicha especie fácilmente se adapta a la perturbación humana y aprovechan los pequeños mamíferos relacionados con esta perturbación; es posible que estén mayormente establecidos en sitios urbanos que en áreas de bosque más conservado. Su hábitat principal son territorios abiertos, con árboles dispersos, desiertos, cultivos y sitios próximos a asentamientos urbanos, es el ave más distribuida tanto al norte como al sur del continente de la familia *Tytonidae* (Mikkola, 2008; König, 2008; Marti et al., 2005)

P. flammeolus, tuvo una baja representación en el PNLM y no se presentó en el PNIP. Es una especie que emite sus reclamos principalmente en la época reproductiva, el resto del año son aves muy silenciosas, por lo cual se puede subestimar la abundancia de la especie (Johnsgard, 1988). Este búho es una especie que depende de una vegetación de bosque con suficiente antigüedad para encontrar cavidades para anidar. Se ha identificado como una causa del declive de poblaciones de *P. flammeolus* los reemplazos de bosques viejos por bosques jóvenes debido a la actividad antropogénica y la reforestación (Seidensticker et al., 2013). En el estudio realizado previamente en el PNLM (Ortiz-Pulido y Lara, 2014), no identificaron individuos de esta especie. Sus muestreos se llevaron a cabo entre los meses de agosto y febrero con lo que es probable que no hayan detectado a *P. flammeolus*. Barnes y Belthoff (2008) registraron la mayor probabilidad de detección de *P. flammeolus* con emisión de reclamos en los meses de mayo y junio; en estos meses se forman las parejas reproductivas e inicia la incubación;

después de esos meses la posibilidad de registrar a esta especie disminuye significativamente.

La baja abundancia de *M. kennicottii* en los estudios mencionados y en la presente investigación puede deberse a que es más típica de otros ambientes y que su distribución es más marginal en la región neovolcánica (König, 2008).

Las especies de rapaces nocturnas que en general se comparten entre los diferentes tipos de vegetación son generalistas (*B. virginianus* y *T. alba*). Estas aves son generalistas en los tipos de hábitat que utilizan e inclusive podrían verse beneficiadas por cambios en la cobertura vegetal (Devictor et al., 2008).

9.3 Relación de variables ambientales, presencia y abundancia de aves rapaces nocturnas en el PNLM y el PNIP

En cuanto a las variables ambientales relacionadas con la presencia y abundancia de aves rapaces nocturnas en el PNLM y el PNIP, las variables relacionadas con la abundancia y presencia de *B. virginianus* en el PNLM y el PNIP, aunque marginalmente significativas, son variables opuestas; sin embargo describen a una especie generalista, una especie que puede estar presente tanto en sitios conservados como en sitios con ciertos niveles de perturbación humana. Grossman y Sánchez-Azofeifa (2008) realizaron una investigación sobre el efecto de la fragmentación de ambientes de bosque en Canadá y concluyeron que la abundancia de *B. virginianus* estaba relacionada con la heterogeneidad del ambiente, era menos frecuente en ambientes principalmente compuestos por bosque, aunque fueron detectados en todas las variaciones de ambiente incluidas en dicho estudio. Esta especie puede presentarse desde ambientes conservados hasta cercanos a asentamientos urbanos, e incluso en parques urbanos de grandes dimensiones (Mikkola, 2012; König, 2010).

En el caso de *G. gnoma*, las variables relacionadas con su abundancia y presencia en el PNLM y el PNIP, fueron la altitud y la vegetación de bosque de oyamel. Sater et al. (2006) concluyeron que *G. gnoma* se encuentra limitada principalmente a asociaciones de bosque dominados principalmente por coníferas, incluyendo especies de *Pinus*, *Abies* y *Quercus*, pero puede encontrarse en diferentes tipos de asociaciones boscosas; detectaron como factor principal la edad y tamaño de los árboles que conforman la vegetación de la zona. Factores distales, como la las características de la vegetación que

rodea el área podrían ayudar a describir con mayor detalle las características que permiten que se establezca y permanezca la especie. König (2010) y Mikkola (2012) establecieron los rangos de altitud de *G. gnoma* entre 1 mil 500 y 2 mil 100 msnm e incluso se han llegado a registrar a 500 msnm, lo cual es coincidente con la variable relacionada con la abundancia de dicha especie, que indica que a menor altitud, mayor probabilidad de encontrar una mayor abundancia de la especie.

En el caso de la abundancia de *M. whitneyi* en el PNLN, Hardy et al. (1999) relacionaron la pendiente del terreno con los sitios donde se encontraban establecidos los individuos de *M. whitneyi* y concluyeron que los terrenos con una pendiente mayor a 5% eran las condiciones en las cuáles dicha especie se establece. Los resultados de nuestra investigación indican lo contrario, es decir que a menor pendiente mayor probabilidad de encontrar una mayor abundancia de la especie. Esto se explica tomando en cuenta las características del PNLN, que al ser un volcán, al aumentar la altitud, aumenta la pendiente, disminuye la vegetación boscosa, y con esto disminuye la abundancia de pequeños mamíferos (Ruiz-Soberanes y Gómez-Álvarez, 2010). Con estos factores se establece una limitante para que *M. whitneyi* se establezca a mayor altitud.

En cuanto al PNIP, *T. alba* a pesar de ser una especie de distribución muy amplia, la relación de variables con la presencia y la abundancia de la especie indican que habrá mayor probabilidad de registrar dicha especie mientras más se aleje de terrenos urbanos y de cultivo. En la especie *Tyto alba* existe una gran variedad en la tonalidad de colores presentes en el plumaje, en machos y hembras puede variar de blanco a rojizo y variar también en la cantidad de manchas negras presentes en el plumaje. Dreiss et al. (2012) investigaron si los cambios de coloración en los individuos de *Tyto alba* (machos y hembras) se relacionan con la vegetación en que se establecen y si al estar relacionada la presencia de la pareja con la vegetación adecuada para su color aumentaba el éxito reproductivo. Concluyeron que las hembras de dicha especie de colores más claros se establecían en sitios alejados de terrenos de cultivo y praderas, se establecían principalmente en sitios boscosos; a diferencia de las que presentan un color más oscuro. De igual manera, las hembras de color claro establecidas en zonas de bosque producían una mayor cantidad de crías por nidada que las hembras claras establecidas en terrenos de cultivo. Esa variación de coloración, no fue evaluada la presente tesis,

pero podría ser evaluado en trabajos a futuro, para explicar la presencia de *T. alba* en el PNIP.

La especie *Megascops kennicottii* es generalista y se establece principalmente en vegetación de desierto con grandes cactus columnares, pero también se ha registrado en bosques, áreas semiabiertas con grupos de árboles y arbustos y en áreas suburbanas con terrenos de cultivo y en parques (König, 2010; Mikkola, 2012).

En cuanto a la presencia y abundancia de *Aegolius acadicus*, está relacionada con la pendiente del terreno y con la latitud. (Scholer et al., 2014) describieron las características del hábitat de esta especie, y encontraron que la pendiente del terreno tiene un efecto negativo para la presencia de *A. acadicus*, ya que está relacionada con terrenos con poca pendiente. En terrenos que no presentan las condiciones de forrajeo adecuadas, dicha especie puede establecerse en sitios con una mayor pendiente, con una superficie accidentada.

9.4 Relación de variables ambientales y actividad humana con la comunidad de aves rapaces nocturnas en el PNLM y el PNIP

La relación entre distintos niveles de perturbación y las comunidades de aves ha sido estudiada principalmente en aves diurnas (McGrigal y McComb, 1995; Pennington y Blair, 2011; Rodríguez-Estrella, 2007), y en particular también con aves rapaces diurnas (Jullien y Thiollay, 1996; Ferrer-Sánchez y Rodríguez-Estrella, 2014; Berry y Brock, 1998; Carrete et al, 2009). Sin embargo, la información con respecto a las comunidades de aves rapaces nocturnas es muy escasa, la mayoría de estudios relacionan dichas variables con una o dos especies, no así con la comunidad (Hindmarch et al., 2012; Loehle et al., 2011).

De acuerdo a la información generada en estudios previos sobre la distribución de especies, la presencia y abundancia de comunidades de aves, incluyendo aves rapaces diurnas, está relacionada principalmente con la vegetación, estableciendo que especies generalistas se van a ver más afectadas por el cambio de uso de suelos, mientras que las especialistas pueden beneficiarse de ciertos niveles de perturbación, alejándose de terrenos urbanos (Myczko et al., 2013; Jullien y Thiollay, 1996; Pennington y Blair, 2011). Ferrer-Sánchez y Rodríguez-Estrella (2014) relacionaron la presencia de aves rapaces diurnas con terrenos de cultivo, concluyendo que toleran un nivel moderado de

perturbación humana. En el presente estudio, identificamos que las aves rapaces nocturnas tanto especialistas como generalistas presentes en el PNLN y el PNIP están relacionadas con los sitios de vegetación nativa (bosque de pino y oyamel). Otras variables como la latitud y la pendiente del terreno también tuvieron un efecto sobre la presencia y abundancia de especies, lo que puede estar relacionado con la disponibilidad de presas, ya que en las zonas de vegetación de bosque es donde se distribuye la mayor cantidad de especies de mamíferos y reptiles (Winfield, 2005; Sánchez-Aguilar, 2005; Navarro et al., 2007; CONANP, 2013).

Sin embargo, es de remarcarse que en nuestro estudio las variables que parecen condicionar en mayor medida la distribución y abundancia de las especies fueron la distancia a las actividades humanas (a cultivos y áreas urbanas), la pendiente y la latitud. Es decir, que en general las actividades humanas tienen una fuerte influencia en los patrones de distribución y abundancia de las especies de rapaces nocturnas en los bosques de las ANPs o parques nacionales trabajados.

10. CONCLUSIONES

Los bosques templados pueden tener más riqueza que otros tipos de vegetación. Pero debe probarse con más trabajo de campo en otros ecosistemas. A través de este estudio se observa que el número de especies registradas en los parques nacionales Iztaccíhuatl-Popocatepetl y Malinche es mayor que en otros estudios realizados en el Eje Neovolcánico Transversal y que en varios otros estudios realizados en diferentes ecosistemas de México.

Estos nuevos registros de aves nocturnas nos indican que los listados del PNIP, el Estado de Puebla, el PNLN y el Estado de Tlaxcala están incompletos, por lo que es necesario realizar más monitoreos con el fin de determinar correctamente los listados avifaunísticos de las zonas o regiones que se han establecido como prioritarias para su conservación. Es importante remarcar, que para desarrollar estudios de ecología y conservación se necesitan listados completos (Gómez de Silva, 1997), máxime cuando se trata de especies de depredadores nocturnos, que son especies para las que hay poca información a nivel de país. En el caso del PNIP y el Estado de Puebla, los listados de especies varían fuertemente, lo cual puede producir proyectos de conservación que no estén organizados adecuadamente para las especies que habitan dichas áreas. Asimismo, es importante para estos estudios no sólo actualizar los listados de especies, sino desarrollar estudios de su abundancia (Balmer, 2002).

La riqueza de especies de aves rapaces nocturnas en el PNLN fue mayor que en el PNIP, estando ausente *P. flammeolus*, la vegetación con mayor riqueza en ambos parques nacionales fue la vegetación de pino, en donde se registraron todas las especies para cada parque. Es importante desarrollar estudios específicos sobre la abundancia, diversidad y describir las variables que influyen a esta especie, con el objetivo de comprobar si la población es muy reducida, en el caso del PNLN, y se encuentra ausente, en el caso del PNIP, como indican nuestros resultados. El método utilizado para provocar reclamos en la especie, ha sido probado en otros estudios, logrando una respuesta del 100%, en temporada reproductiva (Barnes y Belthoff, 2008).

El conocimiento sólido sobre la distribución geográfica de las especies es fundamental para estudios analíticos de avifauna y para desarrollar proyectos ecológicos y de conservación (Gómez de Silva, 1997).

En cuanto a las especies generalistas y especialistas, como se describe en la bibliografía (König, 2010; Mikkola, 2012; Hindmarch, 2012), *T. alba* y *B. virginianus* fueron las más generalistas en el PNLM, ambas especies se pueden establecer con ciertos niveles de perturbación, ya que tuvieron representaciones muy bajas en sitios urbanos. En el PNIP, *B. virginianus* y *M. kennicotti* fueron las especies más generalistas, de igual manera tuvieron representación muy baja en sitios urbanos, es decir, los sitios urbanos en ambos parques nacionales no presentan las condiciones que necesitan las especies más generalistas para establecerse, mantenerse y aumentar su abundancia.

Las especies más especialistas fueron en ambos parques *M. whitneyi* y además en el PNLM *P. flammeolus* y en el PNIP *G. gnoma*, la presencia de las cuatro especies está principalmente relacionada con vegetación de pino, en el caso de *P. flammeolus* en el PNLM, *G. gnoma* y *M. whitneyi* en ambos parques, únicamente se registraron en vegetación de pino.

La vegetación de bosque de pino se identificó como la vegetación con mayor diversidad de aves rapaces nocturnas en ambos parques nacionales. En el PNLM, el bosque de Oyamel fue el segundo tipo de vegetación con mayor diversidad, seguido por los terrenos de cultivo y por último sitios urbanos. En el PNIP la segunda vegetación con mayor diversidad fueron los terrenos de cultivos, seguidos por el bosque de oyamel y los sitios urbanos. Se ha documentado la importancia del bosque de pino para el establecimiento *A. acadicus* (Scholer et al., 2014), con los resultados de diversidad obtenidos en esta tesis, se describe una relación positiva de la vegetación de pino con establecimiento y permanencia de aves rapaces nocturnas en el PNIP y el PNLM.

VARIABLES COMO pendiente del terreno, distancia a sitios urbanos, latitud, tipo de vegetación y altitud permiten aproximarse a las características de los sitios en los cuales se establecen las rapaces nocturnas en los parques. Hay una relación negativa entre los terrenos urbanos y la presencia y abundancia de las especies de aves rapaces nocturnas.

B. virginianus tiene una distribución amplia en el área estudiada, se relacionó su presencia y abundancia de dicha especie con terrenos con vegetación conservada y con terrenos con cierto grado de perturbación, aunque la urbanización parece tener un efecto negativo en su presencia y abundancia. *T. alba* mostró una relación negativa entre los terrenos de cultivo y urbanos con su presencia y abundancia.

Las variables altitud, distancia a sitios de cultivo, distancia a sitios urbanos, latitud, pendiente del terreno (SLP), bosque de Oyamel y bosque de Pino, presentaron alguna relación con la comunidad de aves rapaces del PNLM y el PNIP.

11. PERSPECTIVAS Y RECOMENDACIONES

Las características específicas de las comunidades de aves rapaces nocturnas en el eje neovolcánico transversal deben ser evaluadas en estudios futuros. A través de este estudio se identifican las áreas de bosque como zonas de importancia para la conservación de dichas especies de aves rapaces nocturnas, principalmente las áreas con vegetación predominante de pino.

Los bosques templados pueden contener una mayor diversidad de rapaces nocturnas que otros ecosistemas de acuerdo a nuestros resultados. Las características específicas de las comunidades de aves rapaces nocturnas en el eje neovolcánico transversal debe ser monitoreada en el futuro, utilizando nuestra metodología con lo que se podrán determinar las variaciones en los patrones temporal y espacialmente.

Se requieren más estudios utilizando métodos de muestreo con emisiones de reclamos para rapaces nocturnas, debido a que al tener un alto número de especies en México (Rodríguez-Estrella et al., 2006), 15% de las especies a nivel mundial (Enríquez-Rocha et al., 1993), utilizando métodos de búsqueda de individuos sin reclamos se pueden estar subestimando las especies que son más secretivas o más silenciosas y sensibles a la presencia humana.

Se deberán hacer estudios sobre la disponibilidad de alimento para las aves rapaces nocturnas, así como estudios sobre su reproducción y productividad para entender los mecanismos que subyacen a los resultados sobre las variables ambientales encontradas como significativas en los modelos aplicados.

Los resultados obtenidos, pueden ser aplicados en programas de conservación de aves rapaces nocturnas efectivos en el PNLM y el PNIP, al establecerse la importancia de dichas especies como indicadores de la calidad del hábitat y su relación con la vegetación de bosque, principalmente pino. Con ello se pueden desarrollar estrategias para conservar dicha vegetación y reestablecer las zonas que han sido deterioradas dentro de los parques nacionales.

La distribución descrita de las aves rapaces nocturnas y el tipo de vegetación que tuvo una mayor relación con la presencia y abundancia, excluyen el pastizal de alta montaña como un ambiente en el cual se establezcan las aves rapaces nocturnas, los esfuerzos de reforestación deben enfocarse en las zonas que históricamente han tenido vegetación natural de bosque.

12. REFERENCIAS

- Anker, R., Sunde, P., y Nachman, G. 2012. Predicting the distribution of Tawny Owl (*Strix aluco*) at the scale of individual territories in Denmark. *Journal of Ornithology*, 153: 677-689.
- Arizmendi, M. y A. Espinosa. 1996. Avifauna de los bosques de cactáceas columnares del Valle de Tehuacán, Puebla. *Acta Zoológica Mexicana*, 67: 25-46.
- Balmer, O. 2002. Species lists in ecology and conservation: abundances matter. *Conservation Biology*, 16:1160-1161.
- Barnes, K. P. y Belthoff, J. R. 2008. Probability of detection of Flammulated Owls using nocturnal broadcast surveys. *Journal of Field Ornithology*, 79(3): 321-328.
- Bartolommei, P., Mortelliti, A., Pezzo, F. y Puglisi, L. 2013. Distribution of nocturnal birds (Strigiformes and Caprimulgidae) in relation to land-use types, extent and configuration in agricultural landscape of Central Italy. *Rendiconti Lincei: Scienze Fisiche e Naturali*, 13-21.
- Begon, M., Townsend, C. R. y Harper, J. L. 2006. *Ecology: from individuals to ecosystems* (Cuarta ed.). Reino Unido: Blackwell Publishing.
- Bennett, A. F. y Saunders, D. A. 2010. Habitat fragmentation and landscape change. En S. a. Ehrlich, *Conservation Biology for All*. Oxford University Press.
- Berry, M. E., Bock, C. E. y Haire, S. L. 1998. Abundance of diurnal raptors on open space grasslands in an urbanized landscape. *The Condor*, 100(4): 601-608.
- Campion D (2004) Using GIS for identifying features for conserving raptors in altered habitat: a case study in a modified Mediterranean landscape. En: Rodríguez-Estrella R. y Bojórquez L. A. (Eds.) *Spatial analysis in raptor ecology and conservation*. CIBNOR-CONABIO, La Paz, BCS, pp 153–178
- Cannings, Richard J. and Tony Angell. 2001. Western Screech-Owl (*Megascops kennicottii*), The Birds of North America Online (A. Poole, Ed.). Ithaca: Cornell Lab of Ornithology.
<http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/597/articles/introduction>
- Carrete, M., Tella, J., Blanco, G. y Bertellotti, M. 2009. Effects of habitat degradation on the abundance, richness and diversity of raptors across Neotropical biomes. *Biological Conservation*, 142: 2002-2011.
- Colwell, R., y Futuyma, D. 1971. On the measurements of niche breadth and overlap, *52*(4): 567-576.

- Comisión para la Cooperación Ambiental. 1999. *Áreas importantes para la conservación de aves de América del Norte*. Quebec: Canadá. 369 pp.
- CONABIO. (2013). Listado de aves región Puebla.
http://avesmx.conabio.gob.mx/lista_ave?tipo=estado&zona=21
- CONANP. 2013. *Programa de Manejo Parque Nacional Iztaccíhuatl Popocatepetl*. México. Pp. 185.
- Conway, C. J., Garcia, V., Smith, M. D., Ellis, L. A. y Whitney, J. L. 2006. Comparative demography of Burrowing Owls in agricultural and urban landscapes in southeastern Washington. *Journal of Field Ornithology*, 77(3): 280-290.
- Devictor, V., Julliard, R. y Jiguet, F. 2008. Distribution of specialist and generalist species along spatial gradients of habitat disturbance fragmentation. *Oikos*, 117: 507-514.
- Diamond, J. M. 1975. Assembly of species communities. En M. L. Cody y J. M. Diamond, *Ecology and evolution of communities* (págs. 342-444). Reino Unido: Belknap Press.
- Dreiss, A. N., Antoniazza, S., Burri, R., Fumagalli, L., Sonnay, C., Frey, C., Goudet, J. y Roulin, A. 2012. Local adaptation and matching habitat choice in female barn owls with respect to melanic coloration. *Journal of Evolutionary Biology*, 25: 103-114.
- Enríquez-Rocha, P., Rangel-Salazar, J. y Holt, D. 1993. Presence and distribution of mexican owls: a review. *Journal of Raptor Research*, 27(3): 154-160.
- Espejel, A. 1996. La Malinche: una visión retrospectiva de su deterioro y conservación. *Gaceta Ecológica*, 41: 14-21.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 34:478-515.
- Fernández, J.A. y López J.C. (Compiladores). 2005. *Biodiversidad del Parque Nacional La Malinche*. Coordinación General de Ecología, Gobierno del Estado de Tlaxcala, México. Pp. 137-156.
- Fernández, J. A., Windfield-Pérez, J. C. y Corona, M. C. 2007. Tlaxcala. En R. Ortiz-Pulido, A. Navarro-Sigüenza, H. Gómez, O. Rojas-Soto, y T. A. Peterson (Edits.), *Avifaunas estatales de México* (págs. 137-164). México: CIPAMEX.
- Ferrer-Sánchez, Y. y Rodríguez-Estrella, R. 2014. Man-made environments relationships with island raptors: endemics do not cope with habitat changes, the case of the island of Cuba. *Biodiversity Conservation*, 24: 407-425.

- Fonseca, J., M. J. Pérez, M. Cruz, B. Porras, E. Hernández, J. L. Martínez & C. Lara. 2012. *Aves acuáticas de la laguna de Acuitlapilco*, Tlaxcala, México. *Huitzil*, 13: 104-109.
- Forman, R.T. 1995. *Land mosaics. The ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press.
- Franklin, J. 2010. *Mapping species distributions: spatial inference and prediction*. Estados Unidos: Cambridge University Press.
- Gerrit W., Roland B. y Trigo N. 2003. *Ecology and Man in Mexico's Central Volcanoes Area*. Kluwer Academic Publishers. Netherlands. 222 pp.
- Gómez de Silva, H. 1997. Análisis avifaunístico de Temascaltepec, Estado de México. *Anales del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. Serie Zoología*, 68(1): 137-152.
- Gómez de Silva, H. G. y Medellín, R. A. 2001. Evaluating completeness of species lists for conservation and macroecology: a case study of mexican land birds. *Conservation Biology*, 15: 1384-1395.
- Grossman, S. R., Hannon, S. J., y Sánchez-Asofeifa, A. 2008. Responses of Great Horned Owls (*Bubo virginianus*), Barred Owls (*Strix varia*), and Northern Saw-whet Owls (*Aegolius acadicus*) to forest cover and configuration in an agricultural landscape in Alberta, Canada. *Canadian Journal of Zoology*, 86: 1165-1172.
- Guisan, A., y Zimmermann, N. E. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 135: 147-186.
- Hahn, I. J., Vergara, P. M. y Römer, U. 2011. Habitat selection and population trends in terrestrial bird species of Robinson Crusoe Island: habitat generalist versus forest specialists. *Biodiversity Conservation*, 20: 2797-2813.
- Hansky, I., Hanson, L. y Henttonen, H. 1991. Specialist predator, generalist predators, and the microtine rodent cycle. *Journal of Animal Ecology*, 60(1): 353-367.
- Hardy, P. C., Morrison, M. L., y Barry, R. X. 1999. Abundance and habitat associations of Elf Owls and Western Screech-Owls in the Sonoran Desert. *Southwestern Association of Naturalists*, 44(3): 311-323.
- Hardy, P. C. y Morrison, M. L. 2000. Factors affecting the detection of Elf Owls and Western Screech Owls. *Wildlife Society Bulletin*, 28(2): 333-342.
- Hindmarch, S., Krebs, E. A., Elliott, J. y Green, D. J. 2012. Do landscape features predict the presence of barn owls in a changing agricultural landscape? *Landscape and Urban Planning*, 107: 255 - 262.

- Hindmarch, S., Krebs, E. A., Elliott, J. y Green, D. J. 2014. Urban development reduces fledging success of Barn Owls in British Columbia, Canada. *The Condor*, 116(4): 507 - 517.
- Holt, R. D. 1993. Ecology at the Mesoscale: the influence of regional processes on local communities. En R. Ricklefs, y D. Schluter (Edits.), *Species Diversity in Ecological communities* (págs. 77-88). Estados Unidos: University of Chicago Press.
- Horn, H. 1966. Measurement of "Overlap" in comparative ecological studies. *The American Naturalist*, 100(914): 419-424.
- Howell, S.N.G. & S. Webb. 1995. *A Guide to the Birds of Mexico and Northern in Central America*. 8th. ed. Oxford University Press, Oxford, Reino Unido.
- Hunter, M. J., & Yonzon, P. 1993. Distributions of birds, mammals, people, forests and parks in Nepal. *Society for Conservation Biology*, 7(2): 420-423.
- INEGI. 2012. *Mapa digital de México*. <http://gaia.inegi.org.mx>
- Johnsgard, P. A. 1988. North American Owls: Biology and Natural History. Smithsonian Press, Washington and London. Pp. 230-237.
- Jullien, M., y Thiollay, J.-M. (1996). Effects of rain forest disturbance and fragmentation: comparative changes of the raptor community along natural and human-made gradients in French Guiana. *Journal of Biogeography*, 23(1): 7-25.
- König C. y Weick F. 2010. Owls of the world. 2nd ed. Christopher Helm. Inglaterra. 519 pp.
- Korpimäki, E. 1988. Diet on breeding Tengmalm's Owls *Aegolius funereus*: long-term changes and year-to-year variation under cyclic food conditions. *Ornis Fennica*, 65: 21 - 30.
- Linkhart, Brian D. and D. Archibald McCallum. 2013. Flammulated Owl (*Psiloscops flammeolus*), The Birds of North America Online (A. Poole, Ed.). Ithaca: Cornell Lab of Ornithology. <http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/093/articles/introduction>
- Loehle, C., Irwin, L., Beebe, J., y Fleming, T. 2011. Factors influencing the distribution of Northern Spotted Pwls in the Eastern Cascades, Washington. *Northwestern Naturalist*, 1(92): 19-36.
- López Domínguez, J.C. y Acosta P.R. 2005. Descripción del Parque Nacional Malinche. En Fernández, J.A. y J.C. López (Compiladores), *Biodiversidad del Parque Nacional La Malinche*. Coordinación General de Ecología, Gobierno del

Estado de Tlaxcala, México. Pp. 3-24.

- Loranca-Bravo, S. J., R. Rodríguez-Estrella., A. Bautista Ortega & C. Cuatianquiz-Lima. 2013. New records of birds at National Park La Malinche, Tlaxcala, México. *Acta Zoológica Mexicana*, 29(2): 441 -447.
- Lynch, P. y Smith, D. 1984. Census of Eastern Screech-Owls (*Otus asio*) in urban open-space areas using tape-recorded song. *American Birds*, 38: 388-391.
- Manzur, K., Frith, S. y James, P. 1998. Barred owl home range and habitat selection in the boreal forest of central Saskatchewan. *The Auk*, 3(115): 746-754.
- Marti, Carl D., Alan F. Poole y L. R. Bevier. 2005. Barn Owl (*Tyto alba*), The Birds of North America Online (A. Poole, Ed.). Ithaca: Cornell Lab of Ornithology. <http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/001/articles/introduction>
- Martínez, J. A., Martínez, J. E., Zuberogoitia, I., García, J. T., Carbonell, R., De Lucas, M. y Díaz, M. 2003. La evaluación de impacto ambiental sobre las poblaciones de aves rapaces: problemas de ejecución y posibles soluciones. *Ardeola*, 1(50): 85-102.
- Martínez-Morales, M. A. 2007. Avifauna del bosque mesófilo de montaña del noreste de Hidalgo, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 78: 149-162.
- Martínez, O. y Rechberger, J. 2007. Características de la avifauna en un gradiente altitudinal de un bosque nublado andino en La Paz, Bolivia. *Revista Peruana de Biología*, 14(2): 225-236.
- Mateo, R. G., Felicísimo, Á. M. y Muñoz, J. 2011. Modelos de distribución de especies: una revisión sintética. *Revista Chilena de Historia Natural*, 84, 217-240.
- McCain, C. M. 2007. Area and mammalian elevation diversity. *Ecological Society of America*, 88(1): 76-86.
- McGarigal, K. y Fraser, J. D. 1985. Barred owl responses to recorded vocalizations. *The Condor*, 87: 552-553.
- McGarigal, K. y McComb, W. 1995. Relationships between landscape structure and breeding birds in the Oregon coast range. *Ecological Monographs*, 65(3): 235-260.
- Medina-Macías, M., González-Bernal, M. A. y Navarro-Sigüenza, A. 2010. Distribución altitudinal de las aves en una zona prioritaria en Sinaloa y Durango, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 81: 487-503.
- Mikkola, H. 2012. Owls of the world: a photographic guide. 1st. ed. Firefly Books. Estados Unidos. 507 pp.

- Myczko, L., Rosin, Z., Skórka, P., & Tryjanowski, P. (2013). Urbanization level and woodland size as major drivers of Woodpecker species richness and abundance. *Plos One*, 9(4).
- Navarro, A. G., A. Lira, A. T. Peterson, A. Oliveras de Ita & A. Gordillo. 2007. Diversidad, endemismo y conservación de las aves. Pp. 461-783. In: I. Luna, J. J. Morrone y D. Espinosa (Eds.). *Biodiversidad de la Faja Volcánica Transmexicana*. UNAM. México, D.F.
- Navarro-Sigüenza, A. G., Rebón-Gallardo M. F., Gordillo-Martínez A., Townsend A., Berlanga-García H. y Sánchez-González L. A. 2014. Biodiversidad de aves en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. Supl, 85:476-495.
- Ontiveros, D. y Pleguezuelos, J. M. 2003. Physical, environmental and human factors influencing productivity in Bonelli's Eagle *Hieraaetus fasciatus* in Granada (SE Spain). *Biodiversity and Conservation*, 12: 1193-1203.
- Ortiz-Pulido, R., Bravo-Cadena, J., Martínez-García, V., Reyes, D., Mendiola-González, M., Sánchez, G. y Sánchez, M. 2010. Avifauna de la Reserva de la Biosfera Barranca de Metztitlan, Hidalgo, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 81: 373-391.
- Ortiz-Pulido R. y Lara C. 2014. Owls in oak and pine forests in La Malinche National Park, Mexico. *Ornitología tropical*, 25:345-353.
- Pennington, D., y Blair, R. 2011. Habitat selection of breeding riparian birds in an urban environment: untangling the relative importance of biophysical elements and spatial scale. *Diversity and Distributions*, 17: 506-518.
- Peterson, T. A. y Robins, R. C. 2003. Using ecological-niche modeling to predict Barred Owl invasions with implications for Spotted Owl conservation. *Conservation Biology*, 14(4): 1161-1165.
- Peterson, T. y Chalif, E. 2008. *Aves de México, guía de campo*. México: Diana.
- Pettorelli, N., Ryan, S., Mueller, T., Bunnefeld, N., Jędrzejewska, B., Lima, M., y Kausrud K. 2011. The Normalized Difference Vegetation Index (NDVI): unforeseen successes in animal ecology. *Climate Research*, 46: 15-27.
- Piorecky, M. D. y Prescott, D. R. 2006. Multiple spatial scale logistic and autologistic habitat selection models for Northern Pygmy Owls, along the eastern slopes of Alberta's Rocky Mountains. *Biological Conservation*, 129(3): 360-371.
- Preston, F. W. 1960. Time and space and the variation of species. *Ecology*, 41(4): 612-627.

- PROFEPA. 2008. *Informe Anual PROFEPA*.
<http://www.profepa.gob.mx/innovaportal/file/3468/1/ipp1.pdf>
- Ramírez-Albores, J. 2006. Bird diversity and conservation of Alto Balsas (Southwestern Puebla). México. *Revista de Biología Tropical*, 55(1):287-300.
- Ramírez-Albores, J. E. 2007. Bird diversity and conservation of Alto Balsas (Southwestern Puebla), México. *Revista de Biología Tropical*, 55(1): 287-300.
- Ramírez-Albores, J. 2007. Avifauna de cuatro comunidades del oeste de Jalisco, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 78: 439-457.
- Ramírez-Albores, J. E. 2012. Distributional records for birds from Tlaxcala, Mexico. *The Southwestern Naturalist*, 57:108-110
- Ramírez-Albores, J. 2013. Riqueza y diversidad de aves de un área de la Faja Volcánica Transmexicana, Tlaxcala, México. *Acta Zoológica Mexicana*, 29(3): 486-512.
- Rivera-Rivera, E., Enríquez, P. L., Flamenco-Sandoval, A., y Rangel-Salazar, J. L. 2012. Ocupación y abundancia de aves rapaces nocturnas (Strigidae) en la Reserva de la Biosfera Selva El Ocote, Chiápas, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 83: 742-752.
- Rodríguez-Estrella, R. 2007. Land use changes affect distributional patterns of desert birds in the Baja California peninsula, Mexico. *Diversity and Distribution*, 13: 877-889.
- Rodríguez-Estrella, R. y Bojórquez, L. A. (Edits.). 2004. *Spatial analysis in raptor ecology and conservation*. México: CIBNOR-CONABIO.
- Rodríguez-Estrella, R. y Peláez, A. 2003. The western screech-owl and habitat alteration in Baja California: a gradient from urban and rural landscapes to natural habitat. *Canadian Journal of Zoology*, 81: 916-922.
- Rodríguez-Estrella, R. y Rivera-Rodríguez, L. B. 2006. Raptor studies in México: an overview. En R. Rodríguez-Estrella (Ed.), *Current Raptor Studies in México* (pág. 323). México: CIBNOR-CONABIO.
- Rodríguez-Estrella, R., Donázar, J. A. y Hiraldo, F. 1998. Raptors as indicators of environmental change in the scrub habitat of Baja California Sur, Mexico. *Conservation Biology*, 12(4): 921-925.
- Rojas-Soto, O. y A. Navarro-Sigüenza. 1999, Información reciente sobre la avifauna del Estado de Puebla. *Anales del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. Serie Zoología*, 70: 205-213.
- Rosenzweig, M. L. 1985. Some theoretical aspects of habitat selection. In M. L. Cody, *Habitat Selection in Birds* (pp. 517-540). Estados Unidos: Academic Press.

- Ruiz-Soberanes, J. A., y Gómez-Álvarez, G. 2010. Estudio mastofaunístico del Parque Nacional Malinche, Tlaxcala, México. *Therya*, 1(2): 97 - 110.
- Sánchez Aguilar, C. 2005. Anfibios y reptiles. En Fernández, J.A. y J.C. López (Compiladores), *Biodiversidad del Parque Nacional La Malinche*. Coordinación General de Ecología, Gobierno del Estado de Tlaxcala, México. Pp. 101-114.
- Sánchez-Zapata, J. A., Carrete, M., Grivilov, A., Sklyarenko, S., Ceballos, O., Donázar, J. A. y Hiraldo, F. 2003. Land use changes and raptor conservation in steppe habitats of Eastern Kazakhstan. *Biological Conservation*, 111: 71 - 77.
- Sater, D. M., Forsman, E. D., Ramsey, F. L., y Glenn, E. M. 2006. Distribution and habitat associations of Northern Pygmy-Owls in Oregon. *The Journal of Raptor Research*, 40(2): 89-97.
- Saunders, D.A., R.J. Hobbs y C.R. Margules. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5: 118-32.
- Scholer, M. N., Matthias, L., y Belthoff, J. R. 2014. Factors associated with Flammulated Owl and Northern Saw-whet Owl occupancy in southern Idaho. *Journal of Raptor Research*, 48(2): 128-141
- Seavy, N. E. y Apodaca, C. K. 2002. Raptor abundance and habitat use in a highly-disturbed-forest landscape in western Uganda. *The Raptor Research Foundation, Inc.*, 36(1): 51 - 57.
- Seidensticker, M. T., Holt, D. W., y Larson, M. D. 2013. Breeding status of Flammulated Owls in Montana. *Northwestern Naturalist*, 94: 171-179.
- SEMARNAT. 2013. Informe de la situación actual del medio ambiente en México. *Compendio de Estadísticas Ambientales. Indicadores Clave y de Desempeño Ambiental(2012)*. México.
- Sergio, F., Marchesi, L. y Pedrini, P. 2004. Integrating individual choices and regional distribution of biodiversity indicator and top predator. *Journal of Biogeography*, 31: 319-328.
- Stevens, A. F., Bayne, E. M. y Wellicome, T. I. 2011. Soil and climate are better than biotic land cover for predicting home-range habitat selection by endangered Burrowing Owls across the Canadian Prairies. *Biological Conservation*, 5(144): 1526-1536.
- Tella, J. L., Hiraldo, F., Donázar-Sancho, J. A. y Negro, J. J. 1996. Cost and benefits of urban nesting in the Lesser Kestrel. En Bird, D., Varland, D., Negro, J. (Editores). *Raptors in human landscapes: adaptations to built and cultivated environments*. Academic Press Limited. Inglaterra. Pp. 53-60

- Ugalde-Lezama, S., Valdez-Hernández J. I., Ramírez-Valverde G., Alcántara-Carbajal J. L. y Velázquez-Mendoza J. 2009. Distribución vertical de aves en un bosque templado con diferentes niveles de perturbación. *Madera y Bosques*, 15: 5-26.
- Ugalde-Lezama, S., Alcántara-Carbajal J.L., Valdez-Hernández J. I., Ramírez-Valverde G., Velázquez-Mendoza J. y Tarángo-Arámbula I. A. 2010. Riqueza, abundancia y diversidad de aves en un bosque templado con diferentes condiciones de perturbación. *Agrociencia*, 44: 159-169.
- Ugalde-Lezama, S., Alcántara-Carbajal, J. L., Tarango-Arámbula, L. A., Ramírez-Valverde, G. y Mendoza-Martínez, G. D. 2012. Fisionomía vegetal y abundancia de aves en un bosque templado con dos niveles de perturbación de el Eje Neovolcánico Transversal. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 83, 133-143.
- Valencia-Herveth, J., Ortiz-Pulido, R. y Enríquez, P. L. 2012. Riqueza y distribución espacial de rapaces nocturnas en Hidalgo, México. *Huitzil*, 13(2): 116-129.
- Van Perlo, B. 2006. *Birds of Mexico and Central America*. Estados Unidos: Princeton Illustrated Checklists.
- Weier, J. y Herring, D. 2000. *Measuring vegetation (NDVI & EVI)*. Earth Observatory (NASA)
<http://earthobservatory.nasa.gov/Features/MeasuringVegetation/printall.php>
- Windfield, P.J.C. 2005. Aves. En Fernández, J.A. y López J.C. (Compiladores), *Biodiversidad del Parque Nacional La Malinche*. Coordinación General de Ecología, Gobierno del Estado de Tlaxcala, México. Pp. 115-136.
- Xin, L., Yu, T., Liang, W. y Tang, C. 2010. Comparative breeding ecology of two White-bellied Redstart populations at different altitudes. *Journal of Field Ornithology*, 81(2): 167-175.
- Young, K. E., Valdez, R., Zwank, P. J., y Gould, W. R. 1998. Density and roost site characteristics of Spotted Owls in the Sierra Madre Occidental, Chihuahua, Mexico. *The Condor*, 100(4): 732-736.

