



**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO  
DE HIDALGO**

---

---

**INSTITUTO DE CIENCIAS BÁSICAS E INGENIERÍA  
ÁREA ACADÉMICA DE BIOLOGÍA  
DOCTORADO EN CIENCIAS EN BIODIVERSIDAD Y CONSERVACIÓN**

**Estado de conservación actual y futura de las  
rapaces nocturnas del estado de Hidalgo, México**

**T E S I S**  
QUE PARA OBTENER EL GRADO DE  
**DOCTOR EN CIENCIAS EN BIODIVERSIDAD Y CONSERVACIÓN**

**P R E S E N T A:**  
**JORGE VALENCIA HERVERTH**

**DIRECTOR DE TESIS: DR. RAÚL ORTIZ PULIDO**



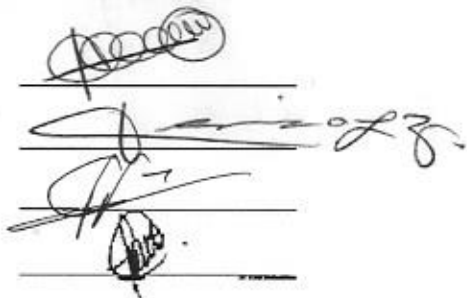
**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE HIDALGO**  
**Instituto de Ciencias Básicas e Ingeniería**  
*Institute of Basic Sciences and Engineering*  
**Área Académica de Biología**  
*Biology Department*

**M. EN C. JULIO CÉSAR LEINES MEDÉCIGO**  
**DIRECTOR DE ADMINISTRACIÓN ESCOLAR**  
**P R E S E N T E.**

Por este conducto le comunico que después de revisar el trabajo titulado "Estado de conservación actual y futura de las rapaces nocturnas del estado de Hidalgo, México", que presenta el alumno del Doctorado en Ciencias en Biodiversidad y Conservación Biól. Jorge Valencia Herverth, el Comité Revisor de tesis ha decidido autorizar la impresión del mismo, hechas las correcciones que fueron acordadas.

A continuación se anotan las firmas de conformidad de los integrantes del Comité Revisor.

Presidente	Dra. Claudia E. Moreno Ortega
Secretario	Dra. Iriana L. Zuria Jordan
Vocal	Dr. Raúl Ortiz Pulido
Suplente	Dra. Paula L. Enríquez Rocha



Sin otro particular, reitero a Usted la seguridad de mi atenta consideración.

ATENTAMENTE  
 "Amor, Orden y Progreso"  
 Mineral de la Reforma, Hgo. noviembre 10 de 2015.

DR. ORLANDO ÁVILA POZOS  
 DIRECTOR DEL ICBI



Doctorado en Ciencias en Biodiversidad y Conservación  
 Centro de Investigaciones Biológicas  
 Ciudad del Conocimiento  
 Carretera Pachuca-Tulancingo km. 4.5, Col. Carboneras  
 Mineral de la Reforma, Hidalgo, México, C.P. 42184  
 Tel. +52 771 7172000 ext. 6674  
 doctorado-biodiversidad@hotmail.com

[www.uaeh.edu.mx](http://www.uaeh.edu.mx)

*Dedico esta tesis a mis padres, Julieta y Raúl... por apoyarme incansablemente durante  
toda mi vida y el amor que siempre me brindan.*

*A mis hermanos, Verona y Raúl, por su cariño y su apoyo.*

*A Layla, Yariela y María de Jesús por la alegría y el amor que me dan.*

*A Tania y Elein, por su cariño y compartir gran parte de su tiempo conmigo.*

## Agradecimientos

Al Dr. Raúl Ortiz Pulido, por haberme aceptado como su alumno, por su apoyo durante la realización de esta tesis y por la confianza depositada en mí.

A la Dra. Claudia E. Moreno, la Dra. Iriana Zuria, y la Dra. Paula L. Enríquez, por el tiempo, la dedicación y revisión en las distintas etapas de este manuscrito, les agradezco sus acertados consejos los cuales fueron fundamentales para la conclusión de esta tesis.

A la M. en C. Tania Vianney Gutiérrez Santillán, a la Biól. Michelle García Conejo y al Biól. Osiel Barrera Hernández, amigos que me brindaron su ayuda incondicional durante las salidas de campo, con los que compartí momentos únicos e irrepetibles, sin su ayuda no hubiese sido posible esta tesis.

A la Dra. María Elena Torres Olave, a la M. en C. Tania V. Gutiérrez, al M. en C. Dante Hernández Silva, al Dr. Jaime M. Calderón y al M. en C. Carlos Maciel, por su ayuda en momentos primordiales en el desarrollo de esta tesis, sobretodo la disponibilidad para aclararme distintos problemas académicos y lograr avanzar en muchos momentos donde se habían complicado las cosas.

A la Biól. María Eugenia Mendiola González, al Biól. Raúl Valencia Herverth y a la M. en C. Jessica Bravo Cadena, por la disposición en proporcionarme datos inéditos de búhos de distintas partes del estado de Hidalgo. Al Dr. Wade C. Sherbrooke, por su amistad y apoyo, además de obsequiarme numerosa literatura de búhos.

A Tania Vianney Gutiérrez Santillán, Ricardo Luria Manzano, Edgar Abraham Lozano Mendoza, Fernando Ruíz Gutiérrez, Ubaldo Márquez, Mario Alberto Rodríguez de la Concha y Jaime M. Calderón Patrón, que me brindaron su amistad y momentos muy agradables durante esta etapa de mi vida.

A mis compañeros de generación con los cuales compartí momentos agradables dentro y fuera de la universidad: Ricardo Luria, Ilse Ortega, Leo Fernández Badillo, Nallely Morales, Fernando Ruiz, Carlos Maciel, Jaime Calderón, Dante Hernández Silva, María Ascensión Aguilar, Ubaldo Márquez, Abraham Lozano, Raciél Cruz, Carmen López, Roosevelt Rodríguez, Lupita Pérez, Mario Lila, Arturo Palma, Rodrigo García Morales, Aurelia Vite y Jaime Escoto.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT), por el apoyo económico otorgado durante mis estudios de doctorado, mediante el programa de becas nacionales (beca número 309301), y al proyecto FOMIX-HGO-2008-958288 por el apoyo económico para la realización de mis primeras salidas de campo.

A las personas de las localidades que visite durante la etapa de trabajo de campo, se les agradece la ayuda brindada para poder realizar los recorridos nocturnos y en algunas ocasiones acompañarnos durante el trabajo, muchas gracias.

# Índice

<b>Resumen</b>	viii
<b>Capítulo 1.</b> Introducción general	1
Nicho ecológico	3
Conservadurismo de nicho	6
Distribución geográfica de las especies	9
Modelado de nicho ecológico	10
Cambio climático global y su impacto en las aves	11
Los ensamblajes de especies	13
Estructura de la tesis, objetivo general y específicos	14
Literatura citada	16
<b>Capítulo 2.</b> Riqueza y distribución espacial de rapaces nocturnas en Hidalgo, México	25
Resumen	25
Abstract	26
Introducción	26
Métodos	27
Área de estudio	27
Recopilación de registros	27
Trabajo de campo	28
Resultados	28
Discusión	33
Agradecimientos	34
Literatura citada	34
Anexo 1	38
Anexo 2	39
<b>Capítulo 3.</b> Impactos potenciales del cambio climático en la distribución de búhos en el estado de Hidalgo, México	40
Resumen	40
Introducción	41
Materiales y Métodos	43
Área de estudio	43
Registros y variables consideradas	44
Distribución potencial	46
Análisis de datos	47
Resultados	48
Influencia de la temperatura y precipitación en la distribución actual de búhos	48
Áreas de distribución futura de los búhos por el CCG	50
Discusión	55
Literatura citada	58
Anexo 1.	67
Anexo 2.	68
Anexo 3.	69

Anexo 4.	72
Anexo 5.	73
Anexo 6.	74
<b>Capítulo 4.</b> Predicciones del impacto del cambio climático en la riqueza y composición de las comunidades de búhos, implicaciones para su conservación en Hidalgo, México	92
Resumen	92
Introducción	93
Materiales y Métodos	95
Área de estudio	95
Recopilación de datos	96
Modelos de distribución de especies	97
Análisis de riqueza de especies	98
Análisis de disimilitud	98
Resultados	99
Discusión	103
Cambios por ecorregión	104
Cambios a través del tiempo	105
Protección de especies en ANP's	106
Literatura citada	108
Anexo 1	114
<b>Capítulo 5.</b> Discusión y conclusiones generales	115
Literatura citada	117

## Resumen

El cambio climático global (CCG) está afectando directa e indirectamente a individuos, especies, poblaciones y comunidades, así como a la composición y función de los ecosistemas, siendo una amenaza para la biodiversidad. Este estudio se enfoca en determinar el estado de conservación actual y futuro de las especies de Strigiformes en el estado de Hidalgo. Para ello se realizó una compilación de registros publicados e inéditos de búhos en el estado de Hidalgo, se emplearon modelos de nicho ecológico para estimar la distribución actual y los posibles efectos del CCG en la distribución futura (años 2020, 2050 y 2080) de cada especie de búho presente en Hidalgo. Para estos modelos se emplearon dos escenarios de emisión de CO<sup>2</sup>, uno con emisiones de intermedias a altas (A2a) y otro con emisiones de intermedias a bajas (B2a) de CO<sup>2</sup>. Estos modelos sirvieron de base para construir ensamblajes de especies para calcular la riqueza de especies y disimilitud a nivel comunidad para los años 2050 y 2080. Se obtuvieron 310 registros a nivel estatal pertenecientes a 18 especies de búhos. La ecorregión de Bosques de Coníferas y Encinos de la Sierra Madre Oriental presentó mayor número de especies. Los tipos de vegetación con mayor número de especies de rapaces nocturnas fueron los bosques de pino y los bosques de encino. En cuanto a los posibles efectos del CCG sobre las especies de búhos de Hidalgo, se encontró que los modelos predicen un aumento en la distribución de cinco especies, una reducción en 11 especies y no se predicen cambios para dos especies. El escenario A2a predice los cambios más drásticos en la distribución de varias especies con relación al escenario B2a. En el caso de siete especies (*P. flammeolus*, *M. kennicottii*, *M. trichopsis*, *G. sanchezi*, *C. nigrolineata*, *A. stygius* y *A. flammeus*) se predice que se reducirán su distribución en más del 50% para el año 2080. A nivel comunidad, los resultados indican que los sitios con alta riqueza de especies se encontrarán al sur del estado en los distintos años modelados. Se estima que la composición de especies se modificará con el paso del tiempo. La riqueza de especies en las selvas húmedas y los bosques mesófilos disminuirá para el año 2080, la mayor disimilitud podría presentarse en los bosques mesófilos, y las áreas naturales protegidas llegarán a resguardar el 78% de las especies de búhos para el año 2080. Con la realización de este estudio se ha generado información predictiva sobre la presencia, distribución y efectos del CCG sobre las especies



y comunidades de búhos en el estado de Hidalgo. Esta información podría ser usada por los tomadores de decisiones para planear la conservación de los Strigiformes en la zona de estudio.

## Introducción general

El cambio climático se define como “un cambio de clima atribuido directa o indirectamente a la actividad humana que altera la composición de la atmósfera mundial y que se suma a la variabilidad natural del clima observada durante períodos de tiempo comparables” (IPCC 2002; 2007). Es ampliamente reconocido que el cambio climático global (CCG) constituye una amenaza para la biodiversidad (Ackerly *et al.* 2010, Şekercioğlu *et al.* 2012). A través de sus efectos el CCG agrava la pérdida de la diversidad, que ya está amenazada por el cambio de uso de suelo, la fragmentación y la degradación del ambiente (Sanderson *et al.* 2002).

El CCG ha tenido un efecto en los ecosistemas y en varios taxones (Hughes 2000, Walther *et al.* 2002, Parmesan 2006). Diversos estudios han señalado que el CCG ha generado variaciones en la fenología, distribución y demografía de muchas especies, y es considerado como la causa principal de su declinación (Parmesan 2006, Cleland *et al.* 2007, Moritz *et al.* 2008, Wake y Vredenburg 2008, Cahill *et al.* 2012, Barve *et al.* 2012). En este sentido se ha hipotetizado que, si no hay una adaptación rápida de dichas especies a los efectos del CCG puede ocurrir un fuerte impacto sobre su distribución, así como en la estructura de la comunidad y las funciones de los ecosistemas (Ackerly *et al.* 2010).

Existen diversas formas de estimar las consecuencias del CCG. Por ejemplo, se ha sugerido utilizar grupos de especies que pueden dar respuestas a corto plazo y que ayuden a estimar las repercusiones que puede tener el CCG en la biodiversidad (Wiens *et al.* 2008). Estos indicadores deben de ser fáciles de evaluar, identificar, muestrear, ser biológicamente bien conocidos y tener una distribución geográfica amplia (Margules y Sarkar 2009).

Entre los grupos de fauna que han sido más estudiados por su respuesta rápida al CCG están las aves (Crick 2004, Şekercioğlu *et al.* 2008, Fera *et al.* 2013). Esto se debe a que se ha acumulado gran cantidad de conocimiento sobre ellas en los últimos 300 años, se

conoce relativamente bien su distribución y la taxonomía de la mayoría de las especies (Feria *et al.* 2013). Además, las aves tienen comportamiento conspicuo, son sensibles a disturbios, su identificación es rápida, confiable y son fáciles de estudiar a bajo costo (Şekercioğlu *et al.* 2012).

A pesar de la gran cantidad de estudios que existen sobre aves y el CCG, algunos grupos de aves han sido poco estudiados. Este es el caso de los búhos y lechuzas (Orden Strigiformes; Peterson y Robins 2003, Karell *et al.* 2011, Monadjem *et al.* 2012). Las aves de este orden se encuentran a menudo en la parte superior de la cadena alimentaria, presentan amplios ámbitos hogareños y son sensibles a cambios ambientales (Thiollay 1984), por lo tanto tienen una alta importancia ecológica en el mantenimiento de la estructura de los ecosistemas (Thiollay 1984, Jullien y Thiollay 1996). A pesar de su importancia, se desconocen diversos aspectos sobre este grupo de aves, principalmente para las especies que habitan en el Neotrópico (Enríquez *et al.* 2006, 2012).

Para los Strigiformes diversos estudios ya mencionan al CCG como una de las causas de los desplazamientos en la distribución de algunas especies (Peterson y Robins 2003, Monadjem *et al.* 2012). También se ha pronosticado que si continúa el aumento de la temperatura, podría haber consecuencias graves en especies endémicas o que se distribuyen en zonas montañosas. Entre estas consecuencias están la reducción de la distribución o la extinción (Şekercioğlu *et al.* 2008, Monadjem *et al.* 2012). El efecto del CCG sobre los Strigiformes puede ser también indirecto. Por ejemplo, se pueden generar alteraciones en las abundancias de las presas que consumen, lo cual limita su reproducción, puesta de huevos y crianza de polluelos (Newton 2002, Lima *et al.* 2002, Thiam *et al.* 2008).

Una herramienta para conocer las posibles alteraciones en la distribución de las especies de Strigiformes por los efectos del CCG son los modelos de nicho ecológico (MNE). Estos modelos relacionan la distribución geográfica conocida de las especies (datos de presencia o ausencia) con variables climáticas, caracterizando así las condiciones ambientales donde las especies pueden vivir potencialmente (Kadmon *et al.* 2003, Peterson 2006). Estos modelos utilizan extrapolaciones climáticas a futuro, que han sido diseñadas

con base en los posibles incrementos de gases de efecto invernadero en futuros años (Peterson *et al.* 2004).

El uso de los MNE es una opción de bajo costo para predecir los posibles efectos del CCG en la biodiversidad (Martínez-Meyer 2005, Peterson *et al.* 2011, Peterson y Soberón 2012). La utilización de estos modelos puede ayudar a implementar estrategias de conservación en especies y zonas vulnerables al CCG (Illoldi-Rangel *et al.* 2008). Estos modelos tienen su fundamento en la teoría de nicho ecológico, que a continuación se explicará de manera más amplia.

### **Nicho ecológico**

La teoría de nicho ecológico comenzó a desarrollarse a principios del siglo pasado. Una de las primeras ideas en este tema fue propuesta por Josep Grinnell (1917), quien analizó el nicho del cuitlacoche californiano (*Toxostoma redivivum*). Grinnell indicó que el nicho es “la unidad de distribución más pequeña, dentro de la cual, cada especie se mantiene condicionada debido a sus limitaciones instintivas y estructurales”. Según esta aproximación cada especie tiene su propio perfil fisiológico, morfológico y de comportamiento, que la hace adecuada para ocupar uno u otro nicho (Grinnell 1917).

Este autor consideró que el nicho es una característica del medio, no de los organismos. Él también sugirió que las interacciones biológicas juegan un papel fundamental para determinar la distribución de las especies. Sugirió que existen nichos vacíos y vacantes, siendo la exclusión competitiva la interacción principal, donde una especie homóloga ecológicamente puede desplazar a otra (Peterson *et al.* 2011).

En 1927 se publicaron las ideas de Charles Elton. Él motivó el segundo avance importante en el uso del concepto de nicho, ya que sus ideas se enfocaron en el papel funcional de una especie en la cadena alimentaria. Dicho autor menciona que “el nicho describe el estatus de un animal en su comunidad, su lugar en el medio biótico, su relación con el alimento y sus enemigos. Además, se relaciona con sus grupos funcionales y puede

haber nichos ecológicos que se repiten en comunidades diferentes” (Elton 1927). Históricamente se ha mencionado que estos dos investigadores (Grinnell y Elton) crearon estos conceptos de manera independiente, debido a que no se tiene evidencia de que Elton tuviera acceso al artículo publicado 10 años antes por Grinnell (Chase y Leibold 2003).

Varias ideas posteriores robustecieron el concepto de nicho. Este fue el caso de lo presentado por A. Tansley (1917), quién demostró cómo dos especies de plantas compiten por espacio. Este autor también mencionó de manera teórica los requerimientos que una especie necesita para sobrevivir (Tansley 1917). Otra aportación importante fue la realizada por Salisbury (1929), quien sugirió que los requerimientos de las especies están fuertemente relacionados con la intensidad de su competencia (Chase y Leibold 2003). Además de estas aportaciones, la teoría depredador-presa propuesta por Lotka (1924) y Volterra (1926), o la exclusión competitiva propuesta por Gause (1936), aportaron gran parte de la base para investigaciones modernas en el desarrollo de la teoría de nicho (Chase y Leibold 2003).

En 1944, G. Evelyn Hutchinson publicó sus primeras ideas en relación al concepto de nicho. Él presentó un párrafo como una nota al pie en un artículo de la revista *Limnología*, el que es considerado como revolucionario en la definición y cuantificación del concepto (Schoener 1989). En dicha nota Hutchinson señala que “el término nicho se define como la suma de todos los factores ambientales que actúan sobre un organismo, el nicho así definido es una región de un hiperespacio n-dimensional” (Hutchinson 1944). Esta idea fue abordada y desarrollada más ampliamente por Hutchinson 13 años después de la publicación de sus primeras ideas en el tema. En su segunda aportación, Hutchinson (1957) describe al nicho como un “hipervolumen n-dimensional”, el cual se interpreta como un conjunto de variables ambientales y los valores límite en los cuales una especie puede sobrevivir y existir indefinidamente, estando integrado por dos subtipos de este nicho multidimensional: el nicho fundamental y el efectivo (Hutchinson 1957).

Hutchinson conceptualizó el nicho fundamental como el conjunto de “todos los estados del ambiente que permiten que una especie exista”; en otras palabras es donde la

especie puede vivir en la ausencia de otras especies (Hutchinson 1957). Por otra parte, el nicho efectivo, también conocido como nicho realizado, es un subconjunto del nicho fundamental correspondiente a las condiciones ambientales bajo el cual la especie S es un competidor superior y puede persistir en una interacción ambiental (Hutchinson 1957). De una manera menos compleja, el nicho efectivo es el espacio ecológico y geográfico donde la especie vive y está restringida debido a sus interacciones interespecíficas.

Cuando Hutchinson (1957) define el nicho fundamental como el conjunto de “todos” los estados de ambiente que permiten a las especies existir “indefinidamente”, no hizo la diferencia entre las variables bionómicas (nutrientes, presas, predadores, competencia, entre otros) y escenopoéticas (variables macro climáticas, topografía, radiación solar, entre otros), aunque posteriormente se dio cuenta de su importancia (Hutchinson 1978).

El concepto de nicho fundamental fue retomado posteriormente por Jackson y Overpeck (2000). Ellos indican que “el nicho fundamental de una especie comprende un subconjunto del espacio ambiental definido por n-dimensiones, que consisten en la agrupación de las combinaciones de variables que permiten la supervivencia y la reproducción de los individuos”. En resumen, el nicho fundamental representa la respuesta de una especie a todas las posibles combinaciones de todas las variables ambientales. Estos autores también sugieren que el nicho fundamental puede subdividirse en el “nicho potencial” y el “nicho realizado o materializado”. El nicho potencial es una fracción del nicho fundamental que coincide con las variables ambientales en un tiempo en particular. Si estas inserciones cambian como consecuencia de los cambios ambientales, el nicho potencial va a cambiar de forma, tamaño, y/o la posición en el espacio ambiental. Ahondando en el tema, los autores señalan que el nicho realizado es un subconjunto del nicho potencial, el cual se ve limitado debido a los procesos bióticos, que incluyen no sólo la competencia, el consumo y el mutualismo, sino también la dispersión y colonización (Jackson y Overpeck 2000).

Por último, en cuanto a relevancia para este estudio, es conveniente considerar la contribución de Chase y Leibold (2003). Dichos autores definieron al nicho como “las condiciones ambientales que permiten a una especie satisfacer sus requerimientos mínimos de manera que la tasa de natalidad de una población local es igual a/o mayor que su tasa de mortalidad, junto con el acumulado de impactos per cápita de esa especie en esas condiciones ambientales”. Estos autores mencionaron que las interacciones bióticas de una especie se pueden dividir en dos componentes, el primero es llamado componente de requerimientos, el cual es la magnitud de los factores que determinan el estado físico del organismo. El segundo es el efecto per cápita del organismo en ese factor, lo que se denomina el componente de impacto (Chase y Leibold 2003).

### **Conservadurismo del nicho**

La idea del conservadurismo de nicho comenzó a esbozarse a principios de los años 90's (Huntley *et al.* 1989, Ricklefs y Latham 1992, Peterson y Vargas-Barajas 1993). Estas primeras opiniones mencionaron que los nichos ecológicos aparentemente se conservan durante períodos de tiempo evolutivo. A pesar de su relevancia estas ideas se presentaron de manera aislada y no abundaron en el tema (Peterson 2011).

La idea del conservadurismo de nicho fue propuesta de manera explícita y probada de forma cuantitativa por Peterson *et al.* (1999). En su trabajo ellos señalan que generalmente “las especies tienden a mantener sus nichos constantes por largos períodos de tiempo, así que ante alteraciones climáticas de gran magnitud las especies se desplazarían siguiendo las condiciones ambientales a las que están adaptadas”, a esto le denominaron conservadurismo del nicho. Estos autores sugirieron que los nichos se conservan de manera similar entre especies hermanas de mamíferos, aves y mariposas de México (Peterson *et al.* 1999).

El concepto de conservadurismo del nicho ha dado pie a una fuerte controversia sobre si los nichos están conservados evolutivamente. Por ejemplo, algunos estudios han sugerido que los nichos son evolutivamente poco estables (Losos *et al.* 2003, Losos 2008),

y otros han argumentado a favor del conservadurismo de nicho (Prinzing *et al.* 2001, Raxworthy *et al.* 2003, Hawkins *et al.* 2007). En los últimos años este debate y las revisiones sobre el tema se han incrementado (Wiens y Graham 2005, Losos 2008, Pearman *et al.* 2010), permitiendo que se realice una revisión más cuidadosa de la idea (Losos *et al.* 2003, Losos 2008) y proporcionando nueva información y acumulando evidencia a favor del conservadurismo de nicho.

Este apoyo a la idea del conservadurismo del nicho ha llevado a sugerir aplicaciones nuevas e interesantes del concepto. Por ejemplo, se ha considerado que el conservadurismo de nicho puede ayudar a explicar los patrones de riqueza de especies a gran escala, apoyándose en teorías ecológicas y evolutivas. En este sentido Wiens y Donoghue (2004), mencionaron que la alta riqueza de especies en las zonas tropicales se debe a que la mayoría de los clados en regiones tropicales son más antiguos que los de zonas templadas, por lo tanto pueden tener mayor diversidad genética y filogenética. Aunque las causas de mayor diversificación en zonas tropicales aún no son totalmente claras, ellos atribuyen que una posible explicación es una mayor estabilidad y zonificación climática, a esta idea se le ha llamado hipótesis del conservadurismo tropical (Wiens y Donoghue 2004). Esta hipótesis se apoya en las siguientes observaciones: (1) muchos grupos son más diversos en los trópicos debido a que se originaron allí y han tenido más tiempo para su especiación; (2) las especies rara vez o nunca se dispersan desde las regiones tropicales a las regiones templadas, porque carecen de adaptaciones para sobrevivir a las temperaturas extremas de frío; por lo tanto, se cree que el conservadurismo del nicho ayuda a crear y mantener una disparidad en la riqueza de especies entre las regiones tropicales y templadas; (3) las regiones tropicales eran mucho más extensas hasta hace relativamente poco tiempo (aproximadamente 30 a 40 millones de años), lo que explica por qué muchos grupos existentes se originaron en los trópicos (Wiens y Donoghue 2004). En general la hipótesis del conservadurismo tropical es coherente con los resultados de estudios ecológicos que muestran alta riqueza de especies en las comunidades tropicales con altas temperaturas y precipitaciones, lo que a su vez influye en procesos que afectan directamente el número de especies en cada región, como la dispersión y la especiación (Wiens y Donoghue 2004, Hawkins *et al.* 2007).



Otro ejemplo del uso del conservadurismo del nicho es lo publicado por Wiens y Graham (2005). En su revisión del tema estos autores describen cómo el conservadurismo de nicho puede limitar la expansión del rango de distribución de las especies, esto es influenciado por las distintas tolerancias climáticas que una especie soporta. Esta afirmación la basan en el efecto que cuatro factores pueden tener en el conservadurismo de nicho. Estos factores son: la selección natural, el flujo de genes, la pleiotropía y la falta de variabilidad (Wiens 2004, Wiens y Graham 2005). La selección natural es importante ya que podría favorecer las características que mantienen a los individuos en el interior del nicho (Holt y Gaines 1992). El flujo de genes puede ser fundamental para evitar la expansión de los nichos, ya que las poblaciones pequeñas en el borde del área de distribución de una especie pueden estar recibiendo nuevos individuos del centro de la población, lo cual impedirá que se adapten a nuevas condiciones ambientales fuera de su rango (Holt y Gaines 1992, Wiens y Graham 2005). La pleiotropía también puede afectar el proceso de conservadurismo del nicho, ya que podría influir en algunos rasgos que permitan la expansión de la distribución de las especies, pero reduciendo su adecuación. Por último, la variabilidad genética podría ser una limitante importante, ya que las especies con baja variación genética no pueden evolucionar para ampliar su área de distribución y nicho, pues no poseen los rasgos apropiados para lograrlo (Case y Taper 2000). En este sentido Pearman *et al.* (2008) observaron que el “conservadurismo de nicho” en las especies solamente se presenta cuando no hay cambios de manera simultánea en los factores bióticos, abióticos y movimientos o desplazamiento de las áreas de distribución. En cambio, si existe alguna alteración en cualquiera de los tres factores mencionados, los nichos no se conservan en el tiempo (Pearman *et al.* 2008).

Considerando lo anteriormente indicado, el conservadurismo de nicho puede ser visto como altamente dependiente de la escala de tiempo y la resolución en la que se realizan los estudios sobre el tema. En un análisis realizado por Peterson (2011), se menciona que si se ordena la información de distintos estudios en una escala temporal, se puede observar una tendencia en los resultados hacia el conservadurismo de nicho, principalmente en acontecimientos recientes, como en los cambios en la distribución de

especies al final del Pleistoceno o con las especies invasoras en la actualidad (Lorenzen *et al.* 2011). Por otro lado, en eventos a más largo plazo, como la diferenciación a través de las filogenias, se muestran una ruptura en el conservadurismo de nicho (Peterson 2011).

Este estudio se enfocó a determinar los nichos de distintas especies y el efecto del CCG en ellos: se utilizará de manera general el concepto de nicho propuesto por Hutchinson (1957), *i.e.* un hipervolumen n-dimensional. Este concepto será complementando con la idea de Jackson y Overpeck (2000), sobre el nicho potencial, pues es factible pensar que si se conoce el nicho ecológico de una especie, es posible proyectar ese mismo nicho en el futuro. Las dos consideraciones anteriores sientan las bases para el uso de modelos de nicho ecológico, pues a través de ellos se puede pronosticar la distribución potencial a futuro de una especie. Para sustentar esto último, se usará el concepto de conservadurismo de nicho (Peterson *et al.* 1999) porque sus postulados sugieren que los efectos a corto plazo del CCG pueden provocar en muchas especies el seguimiento de sus nichos. Utilizando los conceptos anteriores, entonces será factible modelar el efecto del CCG en los Strigiformes estudiados, particularmente en su distribución y en la constitución de sus comunidades, algo que ha empezado a explorarse en diversos grupos (Peterson *et al.* 1999, 2001, Hadly *et al.* 2009).

Para lograr lo indicado en el párrafo previo es necesario delimitar las áreas de distribución geográfica de las especies estudiadas, modelar su nicho ecológico, el impacto del CCG en el mismo y determinar cómo podrían ser las comunidades de Strigiformes en el futuro. En lo que resta de esta introducción se tratará a más detalle cada uno de estos temas.

### **Distribución de geográfica de las especies**

La delimitación de las áreas de distribución de las especies es una tarea fundamental, con implicaciones importantes para la comprensión de la biodiversidad y la conservación. En este estudio se adopta la definición de Zunino y Zullini (2003), quienes definen el área de distribución de una especie como: la fracción de la zona geográfica donde la especie está presente y puede interactuar de una manera no efímera con el ecosistema.

En este estudio se consideraron diversas variables abióticas para la determinación del nicho ecológico de las especies (ver Capítulo III). Las variables bióticas (*e.g.* interacciones tróficas, competencia, variables morfométricas), aunque influyen en la distribución de las especies, no se consideraron en este estudio, debido a la dificultad para obtener datos en campo.

### **Modelado de nicho ecológico**

El desarrollo de herramientas computacionales para la estimación del nicho ecológico de las especies empezó desde finales del siglo pasado. Actualmente se cuenta con más de 15 programas computacionales que pueden estimar el nicho ecológico de una especie y que funcionan bajo diferentes procesos estadísticos (Elith *et al.* 2006). En los últimos años se ha incrementado su uso, ya que son una herramienta útil para estimar el área de distribución de las especies mediante el uso de la teoría de nicho ecológico (Elith y Leathwick 2007).

El modelado de nicho ecológico de las especies consiste en combinar información de las localidades donde se observó o recolectó una especie (información proveniente de colecciones científicas, bases de datos electrónicas y datos inéditos) y capas ambientales de variables abióticas (precipitación, temperatura, topografía, aspecto, entre otros). Esta información se conjunta en programas computacionales que infieren un nicho ecológico con base en algoritmos múltiples (Sánchez-Cordero *et al.* 2001, Navarro *et al.* 2003), usando un sistema de información geográfica, que permite proyectar los sitios potenciales que presentan o presentarán condiciones ambientales adecuadas para la sobrevivencia de la especie que ha sido modelada (Peterson *et al.* 1999, Kadmon *et al.* 2003, Peterson 2006, Elith y Leathwick 2007). En el último caso, el nicho ecológico se puede proyectar bajo escenarios de CCG, donde se identifican áreas de distribución potencial en años futuros para una especie (Peterson *et al.* 1999).

Los modelos de nicho ecológico (MNE) representan una línea de investigación en expansión. Debido a ello han sido aplicados en múltiples áreas del conocimiento tales como

la biogeografía, evolución, ecología, macroecología, paleontología, sistemática y salud pública, entre otras (Ortega-Huerta y Peterson 2004). El uso de los MNE en las áreas antes mencionadas es frecuente, ayudando a explicar la distribución de las especies, presencia de especies invasoras, propagación de vectores y enfermedades, estimación de los efectos del CCG en la biodiversidad, patrones ecológicos a gran escala, así como han ayudado a resolver problemas evolutivos y paleoecológicos (Peterson *et al.* 2011). Además, los MNE se emplean a diferentes escalas espaciales (continental, nacional, regional y local), y temporales (épocas pasadas, actuales y futuras). Los MNE actualmente son una herramienta utilizada frecuentemente debido a su popularidad, disponibilidad y la variedad de algoritmos que existen, los cuales ayudan a explicar patrones y procesos que ocurren en la naturaleza (Ortega-Huerta y Peterson 2004, Peñuelas *et al.* 2013).

### **Cambio climático global y su impacto en las aves**

El interés por conocer las alteraciones que puede sufrir la fauna ante el cambio climático surgió desde principios de los años 90's. Uno de los trabajos pioneros es el de McDonald y Brown (1992), quienes predicen la pérdida de mamíferos pequeños en cadenas montañosas boreales de los Estados Unidos (McDonald y Brown 1992). Con el desarrollo de herramientas como los MNE se ha podido abordar el tema con mayor amplitud en varios grupos biológicos y actualmente se encuentran en una etapa predictiva, por ejemplo, definiendo las consecuencias que puede tener el CCG sobre la biodiversidad (Peterson *et al.* 2011).

Como se indicó previamente, las aves se han utilizado para ejemplificar los efectos de CCG, tanto a escala global, continental, subcontinental y nacional. A una escala global, se ha encontrado que algunas aves residentes han adelantado las actividades de cortejo y reproducción (Walther *et al.* 2002), pero en aves migratorias las respuestas pueden ser variadas. Por ejemplo, las aves migratorias de distancias cortas que migran a principios de la temporada invernal, a menudo presentan una tendencia a llegar anticipadamente a sus sitios de anidación en primavera, lo cual se ve afectado con el incremento de la temperatura (Marra *et al.* 2005). Por otra parte, las aves migratorias de largas distancias presentan

respuestas más complejas, ya que varias especies no han cambiado sus tiempos de llegada o incluso la han retrasado (Walther *et al.* 2002, Thomas *et al.* 2004, Lewis 2006). A nivel subcontinental también existen datos. Por ejemplo, en la avifauna australiana han ocurrido descensos en las poblaciones de aves, lo cual se ha sugerido que es por causa del estrés ocasionado por la disminución de la precipitación y el aumento en la temperatura durante la década 2000-2010 (Reside *et al.* 2011). Estas modificaciones se han constatado en aves de diferentes gremios alimenticios, afectando principalmente a especies nectarívoras y frugívoras (Mac Nally *et al.* 2009). Esto puede tener fuertes implicaciones ecológicas, ya que en Oceanía el 44% de especies de aves son consumidoras de frutos (principalmente de la familia Meliphagidae y Psittacidae) y en Australia las aves consumidoras de frutos dispersan entre el 30 y 70% de las semillas de plantas leñosas (Willson *et al.* 1989). En Europa se ha hipotetizado que el CCG puede traer como consecuencia desplazamientos de los rangos potenciales de las especies de aves en lapsos cortos de tiempo (por lo general hacia zonas septentrionales), reducciones en la distribución de varias especies y un aumento en el número de especies en riesgo de extinción, lo que incluye un amplio número de especies endémicas o casi endémicas de Europa (Huntley *et al.* 2008).

En México se han realizado estudios para identificar los efectos del CCG en las aves. Por ejemplo, se han pronosticado reducciones en la distribución de varias especies de la Familia Cracidae; en este caso se cree que algunas especies de este grupo presentarán reducciones drásticas y en otros casos incrementos pequeños en su distribución (Peterson *et al.* 2001). Por otra parte, en un estudio realizado para cuatro especies de colibríes (*Amazilia beryllina*, *A. violiceps*, *Cyananthus sordidus* y *C. latirostris*), se ha estimado que se podrían presentar distintos cambios en sus distribuciones para el año 2050 (Lara *et al.* 2012). Estos cambios podrían ser expansiones o contracciones en las distribuciones originales. Para los casos de *A. violiceps*, *C. latirostris* y *C. sordidus* se pronostica una expansión en su distribución hacia el norte con una afectación mínima en su distribución actual (Lara *et al.* 2012). Sin embargo, para *A. beryllina* se cree que podría perder entre el 6-11% de su distribución actual (Lara *et al.* 2012).

Referente a los posibles efectos de CCG sobre la avifauna mexicana, Feria *et al.* (2013) mencionaron que se requiere avanzar en cuatro áreas: 1) elaborar mapas climáticos con mayor resolución, 2) incrementar la colaboración entre grupos de investigación, 3) realizar estudios de identificación de especies y áreas en mayor riesgo, y 4) aplicar los conocimientos que se tienen a la fecha en políticas públicas que ayuden a la conservación de aves mexicanas.

### **Los ensamblajes de especies**

En este estudio se utilizó la definición de “ensamblaje” hecha por Fauth *et al.* (1996), quienes definen un ensamblaje como un conjunto de especies delimitadas por la filogenia que coexisten en un hábitat local, en cambio el término “ensamble” es referido como un conjunto de especies dentro de un ensamblaje que pertenecen a un grupo funcional común (Fauth *et al.* 1996; Moreno *et al.* 2006).

La aproximación de ensamblaje es uno de los enfoques utilizados para realizar estudios interespecíficos de patrones de diversidad (Gaston *et al.* 2008, Olalla-Tárraga *et al.* 2010). Los estudios basados en ensamblajes utilizan mallas con celdas de algún tamaño definido, las cuales son superpuestas al área de estudio para explorar la variación geográfica de los patrones de riqueza (Araújo y New 2007). Con este método se consideran las presencias y ausencias de todas las especies que componen el ensamblaje faunístico contenido en cada celda (Fig. 1).

A través del enfoque de ensamblaje se puede calcular la riqueza en cada celda. Además es posible determinar valores promedio de otros rasgos biológicos, como el tamaño corporal, el tamaño de rango geográfico, abundancia total o uso de energía (Gaston *et al.* 2008). En las celdas, que son utilizadas como unidades de análisis, pueden además promediarse los valores de distintos descriptores ambientales y de esta manera es posible analizar las asociaciones entre los patrones geográficos de diversidad y los gradientes ambientales (Araújo y New 2007, Gaston *et al.* 2008). En base a los criterios anteriores se

simularon ensamblajes de especies, con lo que se calculó la riqueza y composición de especies a nivel estatal, para los años modelados (ver Capítulo 4).

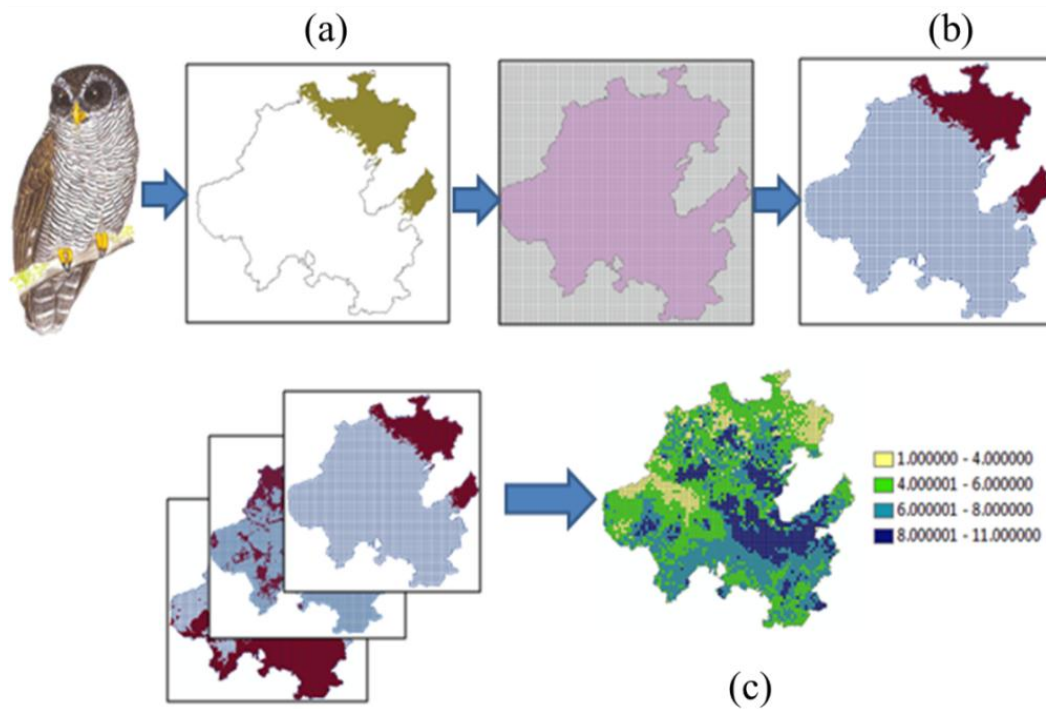


Figura 1. Procedimiento de la metodología de ensamblaje de comunidades. Considerando mapas de distribución de especies (a), se superpone una malla de celdas, para obtener datos de presencia de las especies (b), con los que se realizará un ensamblaje de especies (c). Los colores en el mapa en “c” indican la riqueza de especies por sitio.

## Estructura de la tesis, objetivo general y específicos

Esta tesis doctoral tiene como objetivo determinar el estado de conservación actual y futuro de las especies de Strigiformes en el estado de Hidalgo, México. Este trabajo está estructurado en cinco capítulos. Un primer capítulo introductorio, donde se tratan aspectos conceptuales del tema; posteriormente se presentan tres capítulos en formato de artículos científicos, con sus correspondientes secciones (introducción, material y métodos, resultados y conclusión), donde se presentan, respectivamente, una síntesis del conocimiento actual de los Strigiformes en el estado de Hidalgo, la determinación de la distribución de dichas especies en la zona y el posible efecto del CCG en ellas, además de la composición de los ensamblajes de Strigiformes en el futuro. Estos capítulos reproducen el contenido de un artículo publicado (Capítulo 2) o bien manuscritos en preparación para

ser enviados a revistas científicas (Capítulos 3 y 4). Por último, el Capítulo 5 expone las conclusiones generales de esta tesis doctoral. Cada capítulo tiene su propia sección de referencias bibliográficas y los Apéndices pertinentes. A continuación se describen los objetivos de cada capítulo de investigación.

### **Capítulo 1.** *Introducción general*

En esta sección se aborda el marco conceptual de la tesis. Aquí se describen conceptos básicos abordados en cada uno de los capítulos. En este capítulo se presenta la estructura general de esta tesis y los objetivos.

### **Capítulo 2.** *Riqueza y distribución espacial de rapaces nocturnas en Hidalgo, México*

Este capítulo sintetiza el conocimiento sobre las aves rapaces nocturnas del estado de Hidalgo, con especial énfasis en su riqueza y distribución. Se aportan datos sobre la estacionalidad, endemismos, categoría de conservación en las que se encuentran estas especies y se documenta de manera específica la riqueza de especies que están distribuidas en las ecorregiones, tipos de vegetación y áreas naturales protegidas del estado. La información compilada se basó en datos publicados e información inédita.

### **Capítulo 3.** *Impactos potenciales del cambio climático en la distribución de búhos en Hidalgo, México*

El tercer capítulo tiene como objetivos: 1) estimar qué factores ambientales están relacionados con la distribución actual de las especies de búhos y 2) evaluar el impacto del CCG en las posibles distribuciones para los años 2020, 2050 y 2080. Esto último fue estimado con base en MNE, con lo cual se obtuvieron datos de las variables ambientales que influyen en la presencia de las 18 especies de búhos en el estado. Se presentan datos para especies que pueden expandir o reducir su distribución en el futuro.



#### **Capítulo 4.** *Efectos del cambio climático en la riqueza y composición temporal de las comunidades de búhos, implicaciones para su conservación en una escala local*

Esta sección tiene como objetivo evaluar los posibles efectos del CCG en las comunidades de búhos del estado de Hidalgo, para los años 2050 y 2080. Para ello se proyectó la composición de comunidades hipotéticas donde se calculó la riqueza de especies para cada año modelado (actual, 2050, 2080), ecoregiones y áreas naturales protegidas presentes en el estado de Hidalgo. Con ello se presenta un panorama de las regiones que aparentemente serán más afectadas por el CCG. Además, se estimaron los sitios donde ocurrirá la mayor disimilitud en biodiversidad con el paso del tiempo y cómo se prevé que se modificarán los ensamblajes de especies de búhos debido al CCG. Se utilizó una escala geopolítica ya que puede ser una opción viable para implementar políticas de mitigación y conservación a nivel regional y local.

#### **Capítulo 5.** *Discusión y conclusiones generales*

En este apartado se da una semblanza general de la tesis, abordando los objetivos particulares, se contrastan los resultados obtenidos y se abordan las conclusiones para cada capítulo. También, se abordan los beneficios y las limitaciones de los modelos de nicho aplicados a la distribución de especies, y sus implicaciones en la conservación.

#### **Literatura citada**

- Ackerly, D.D., S.R. Loarie, W.K. Cornwell, S.B. Weiss, H. Hamilton, R. Branciforte, y N. J.B. Kraft. 2010. The geography of climate change: implications for conservation biogeography. *Diversity and Distributions* 16:476–487.
- Araújo, M.B., y M. New. 2007. Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in Ecology and Evolution* 22:42–47.
- Arnell, N.W., M.J.L. Livermore, S. Kovats, P.E. Levy, R. Nicholls, M.L. Parry, y S.R. Gaffin. 2004. Climate and socio-economic scenarios for global-scale climate change impacts assessments: characterising the SRES storylines. *Global Environmental Change* 14:3–20.

- Barve, N., A.J. Bonilla, J. Brandes, J.C. Brown, N. Brunzell, F.V. Cochran, R.J. Crosthwait, J. Gentry, L.M. Gerhart, T. Jackson, A.J. Kern, K.S. Oberhauser, H.L. Owens, A.T. Peterson, A.S. Reed, J. Soberón, A.D. Sundberg, y L.M. Williams. 2012. Climate-change and mass mortality events in overwintering monarch butterflies. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 83:817–824.
- Case, T.J. y M. Taper. 2000. Interspecific competition, environmental gradients, gene flow, and the coevolution of species' borders. *The American Naturalist* 155: 583–605.
- Cahill, A.E., M.E. Aiello-Lammens, M.C. Fisher-Reid, X. Hua, C.J. Karanewsky, H.Y. Ryu, G.C. Sbeglia, F. Spagnolo, J.B. Waldron, O. Warsi, y J.J. Wiens. 2012. How does climate change cause extinction? *Proceedings. Biological sciences / The Royal Society* 280:20121890. doi: 10.1098/rspb.2012.1890.
- Chase, J.M., y M.A. Leibold. 2003. *Ecological niches: linking classical and contemporary approaches*. The University of Chicago Press, USA.
- Cleland, E.E., I. Chuine, A. Menzel, H.A. Mooney, y M.D. Schwartz. 2007. Shifting plant phenology in response to global change. *Trends in Ecology and Evolution* 22:357–365.
- Crick, H.Q.P. 2004. The impact of climate change on birds. *Ibis* 146:48–56.
- Elith, J., C.H. Graham, R.P. Anderson, M. Dudík, S. Ferrir, A. Guisan, R.J. Hijmans, F. Huettmann, J.R. Leathwick, A. Lehmann, J. Li, L.G. Lohmann, B.A. Loiselle, G. Manion, C. Moritz, M. Nakamura, Y. Nakazawa, J.M. Overton, A.T. Peterson, S.J. Phillips, K. Richardson, R. Scachetti-Pereira, R.E. Schapire, J. Soberón, S. Williams, M.S. Wisz, y N.E. Zimmermann. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29:129–151.
- Elith, J., y J. Leathwick. 2007. Predicting species distributions from museum and herbarium records using multiresponse models fitted with multivariate adaptive regression splines. *Diversity and Distributions* 13:265–275.
- Elton, C.S. 1927. *Animal Ecology*. Sidgwick and Jackson, London, England.
- Enríquez, P.L., K. Eisermann, y H. Mikkola. 2012. Los búhos de México y Centroamérica: Necesidades en investigación y conservación. *Ornitología Neotropical* 23:247–260.
- Enríquez, P.L., D.H. Johnson, y J.L. Rangel-Salazar. 2006. Taxonomy, distribution and conservation of owl in the neotropics: a review. Pp: 254–307. *In*: R. Rodríguez-Estrella (ed.). *Current raptor studies in Mexico*. Centro de Investigaciones Biológicas del Noreste S.C., Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.

- Fauth, J.E., J. Bernardo, M. Camara, W.J. Resetarits, J. Van Buskirk y S.A. McCollum. 1996. Simplifying the jargón of community ecology: a conceptual approach. *The American Naturalist* 147 (2): 282-286.
- Feria, P.T., G. Sánchez-Rojas, R. Ortiz-Pulido, E. Calixto Pérez, J.M. Dale, J.N. Duberstein, C. Lara, y J. Valencia-Herverth. 2013. Estudio del cambio climático y su efecto en las aves en México: enfoques actuales y perspectivas futuras. *Huitzil* 14:47-55.
- Gaston, K.J., S.L. Chown, y K.L. Evans. 2008. Ecogeographical rules: elements of a synthesis. *Journal of Biogeography* 35:483-500.
- Gause, G.F. 1936. *The struggle for existence*. Baltimore: Williams and Wilkins.
- Grinnell, J. 1917. The niche-relationships of the California Thrasher. *Auk* 34:427-433.
- Hadly, E.A., P.A. Spaeth y C. Li. 2009. Niche conservatism above the species level. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 106 (Suppl. 2): 19707-19714.
- Hawkins, B.A., J.A.F. Diniz-Filho, C.A. Jaramillo, y S.A. Soeller. 2007. Climate, niche conservatism, and the global bird diversity gradient. *The American naturalist* 170 Suppl.: S16-27. doi: 10.1086/519009.
- Holt, R.D., y M.S. Gaines. 1992. Analysis of adaptation in heterogeneous landscapes: Implications for the evolution of fundamental niche. *Evolutionary Ecology* 6: 433-447.
- Hughes, L. 2000. Biological consequences of global warming: is the signal already. *Trends in Ecology and Evolution* 15:56-61.
- Huntley, B., P.J. Bartlein, y I.C. Prentice. 1989. Climatic control of the distribution and abundance of beech (*Fagus* L.) in Europe and North America. *Journal of Biogeography* 16:551-560.
- Huntley, B., Y.C. Collingham, S.G. Willis, y R.E. Green. 2008. Potential impacts of climatic change on European breeding birds. *PloSone* 3:e1439. doi: 10.1371/journal.pone.0001439.
- Hutchinson, G.E. 1944. Limnological studies in Connecticut. VII. A critical examination of the supposed relationship between phytoplakton periodicity and chemical changes in lake waters. *Ecology* 25:3.
- Hutchinson, G.E. 1957. Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology* 22:415-442.

- Hutchinson, G.E. 1978. An introduction to population ecology. Yale University Press, New Haven, CT.
- Iloldi-Rangel, P., T. Fuller, M. Linaje, C. Pappas, V. Sánchez-Cordero, y S. Sarkar. 2008. Solving the maximum representation problem to prioritize areas for the conservation of terrestrial mammals at risk in Oaxaca. *Diversity and Distributions* 14:493–508.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2002. Climate change and biodiversity. IPCC technical paper V. *In*: H. V. Gitay, A. Suárez, R. T. Watson, y D. J. Dokken (Eds.). *IPCC Working Group II Technical Support Unit, Geneva, Switzerland*.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2007. *Climate Change 2007: synthesis report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. IPCC, Ginebra, Suiza, 104 p.
- Jackson, S. T., y J. T. Overpeck. 2000. Responses of plant populations and communities to environmental changes of the Late Quaternary. *Paleobiology* 26:194–220.
- Jullien, M., y J.-M. Thiollay. 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* 23:7–25.
- Kadmon, R., O. Farber, y A. Danin. 2003. A systematic analysis of factors affecting the performance of climatic envelope models. *Ecological Applications* 13:853–867.
- Karell, P., K. Ahola, T. Karstinen, J. Valkama, y J.E. Brommer. 2011. Climate change drives microevolution in a wild bird. *Nature communications* 2:1–7. Nature Publishing Group. doi: 10.1038/ncomms1213.
- Lara, C., T.P. Ferial-Arroyo, J. Dale, J. Muñoz, M. del C. Arizmendi, J.F. Ornelas, R. Ortiz-Pulido, C.I. Rodríguez-Flores, R. Díaz-Valenzuela, V. Martínez-García, A. Díaz-Palacios, R. Partida, P.L. Enríquez, J.L. Rangel-Salazar, y J. Schondube. 2012. Potential effects of the climate change in the distribution of hummingbirds: a study case with hummingbirds from the genus *Amazilia* and *Cyananthus*. *Ornitología Neotropical* 23:57–70.
- Lewis, O.T. 2006. Climate change, species-area curves and the extinction crisis. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences* 361:163–71.
- Lima, M., N.C. Stenseth, y F.M. Jaksic. 2002. Food web structure and climate effects on the dynamics of small mammals and owls in semi-arid Chile. *Ecology Letters* 5:273–284.

- Lorenze, E.D., D. Nogués-Bravo, L. Orlando, J. Weinstock, J. Binladen, K.A. Marske, A. Ugan, M.K. Borregaard, M.T.P. Gilbert, R. Nielsen, S.Y.W. Ho, T. Goebel, K.E. Graf, D. Byers, J.T. Stenderup, Morten Rasmussen, P.F. Campos, J.A. Leonard, K.P. Koepfli, D. Froese, G. Zazula, T.W. Stanford, K. Aaris-Sorensen, P. Batra, A.M. Haywood, J.S. Singarayer, P.J. Valdes, G. Boeskorov, J.A. Burns, S.P. Davydov, J. Haile, D.L. Jenkins, P. Kosintsev, T. Kuznetsova, X. Lai, L.D. Martin, H.G. McDonald, D. Mol, M. Meldgaard, K. Much, E. Stephan, M. Sablin, R.S. Sommer, T. Sipko, E. Scott, M.A. Suchard, A. Tikhonov, R. Willerslev, R.K. Wayne, A. Cooper, M. Hofreiter, A. Sher, B. Shapiro, C. Rahbek y E. Willerslev. 2011. Species-specific responses of Late Quaternary megafauna to climate and humans. *Nature* 479: 359-364.
- Losos, J.B. 2008. Phylogenetic niche conservatism, phylogenetic signal and the relationship between phylogenetic relatedness and ecological similarity among species. *Ecology letters* 11:995–1003.
- Losos, J. B., M. Leal, R. E. Glor, K. De Queiroz, P. E. Hertz, L. Rodríguez Schettino, A. C. Lara, T. R. Jackman, y A. Larson. 2003. Niche lability in the evolution of a Caribbean lizard community. *Nature* 424:542–545.
- Lotka, A.J. 1924. *Elements of physical biology*. Williams and Williams & Wilkins, Baltimore.
- Margules, C.R., y S. Sarkar. 2009. *Planeación sistemática de la conservación*. Universidad Nacional Autónoma de México; Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas; Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, D.F., 304 p.
- Marra, P.P., C.M. Francis, R.S. Mulvihill, y F.R. Moore. 2005. The influence of climate on the timing and rate of spring bird migration. *Oecologia* 142:307–15.
- Martínez-Meyer, E. 2005. Climate change and biodiversity: some considerations in forecasting shifts in species' potential distributions. *Biodiversity Informatics* 2:42–55.
- McDonald, K.A., y J.H. Brown. 1992. Using montane mammals to due to model extinctions global change. *Conservation Biology* 6:409–415.
- Moreno, C.E., H.T. Arita y L. Solís. 2006. Morphological assembly mechanisms in Neotropical bat assemblages and ensembles within a landscape. *Oecologia* 149: 133-140.
- Monadjem, A., M.Z. Virani, C. Jackson, y A. Reside. 2012. Rapid decline and shift in the future distribution predicted for the endangered Sokoke Scops Owl *Otus ireneae* due to climate change. *Bird Conservation International* 23:247–258.

- Moritz, C., J.L. Patton, C.J. Conroy, J.L. Parra, G.C. White, y S.R. Beissinger. 2008. Impact of a Century of climate change on Small-Mammal communities in Yosemite National Park, USA. *Science* 322:261–264.
- Mac Nally, R., A.F. Bennett, J.R. Thomson, J.Q. Radford, G. Unmack, G. Horrocks, y P.A. Vesk. 2009. Collapse of an avifauna: climate change appears to exacerbate habitat loss and degradation. *Diversity and Distributions* 15:720–730.
- Navarro, A.G., A.T. Peterson, Y.J. Nakazawa, y I. Liebig-Fossas. 2003. Colecciones biológicas, modelaje de nichos ecológicos y los estudios de la biodiversidad. Pp: 115–122. *In: J. Morone and J. Llorente (Eds.). Una perspectiva latinoamericana de la biogeografía.* Facultad de Ciencias, UNAM, México, D.F.
- Newton, I. 2002. Population limitation in Holarctic owls. Pp: 3–29. *In: I. Newton, R. Kavanagh, J. Olsen, and I. R. Taylor, editors. Ecology and conservation of owls.* CSIRO Publishing, Collingwood, Australia.
- Olalla-Tárraga, M.A., L. M. Bini, J.A.F. Diniz-Filho, y M.A. Rodríguez. 2010. Cross-species and assemblage-based approaches to Bergmann's rule and the biogeography of body size in *Plethodon* salamanders of eastern North America. *Ecography* 33:362–368.
- Ortega-Huerta, M.A., y A.T. Peterson. 2004. Modelling spatial patterns of biodiversity for conservation prioritization in North-eastern Mexico. *Diversity and Distributions* 10:39–54.
- Parnesan, C. 2006. Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 37:637–669.
- Pearman, P.B., M. D'Amen, C.H. Graham, W. Thuiller, y N.E. Zimmermann. 2010. Within-taxon niche structure: niche conservatism, divergence and predicted effects of climate change. *Ecography* 33:990–1003.
- Pearman, P.B., A. Guisan, O. Broennimann, y C.F. Randin. 2008. Niche dynamics in space and time. *Trends in Ecology & Evolution* 23:149–158.
- Peñuelas, J., J. Sardans, M. Estiarte, R. Ogaya, J. Carnicer, M. Coll, A. Barbeta, A. Rivas-Ubach, J. Llusià, M. Garbulsky, I. Filella, y A.S. Jump. 2013. Evidence of current impact of climate change on life: a walk from genes to the biosphere. *Global Change Biology* 19:2303–2338.
- Peterson, A.T. 2006. Uses and requirements of ecological niche models and related distributional models. *Biodiversity Informatics* 3:59–72.
- Peterson, A.T. 2011. Ecological niche conservatism: a time-structured review of evidence. *Journal of Biogeography* 38:817–827.

- Peterson, A.T., E. Martínez-Meyer, C. González-Salazar, y P.W. Hall. 2004. Modeled climate change effects on distributions of Canadian butterfly species. *Canadian Journal of Zoology* 82:851–858.
- Peterson, A.T., y C.R. Robins. 2003. Using Ecological-Niche Modeling to Predict Barred Owl Invasions with Implications for Spotted Owl Conservation. *Conservation Biology* 17:1161–1165.
- Peterson, A.T., V. Sánchez-Cordero, J. Soberón, J. Bartley, R.W. Buddemeier, y A.G. Navarro-Sigüenza. 2001. Effects of global climate change on geographic distributions of Mexican Cracidae. *Ecological Modelling* 144:21–30.
- Peterson, A.T., y J. Soberón. 2012. Species distribution modeling and ecological niche modeling: getting the concepts right. *Natureza & Conservação* 10:102–107.
- Peterson, A.T., J. Soberón, R.G. Pearson, R.P. Anderson, E. Martínez-Meyer, M. Nakamura, y M.B. Araújo. 2011. *Ecological niches and geographic distributions. Monographs in population biological N° 49*. Princeton University Press, New Jersey, United State of America, 314 p.
- Peterson, A.T., J. Soberón, y V. Sánchez-Cordero. 1999. Conservatism of ecological niches in evolutionary time. *Science* 285:1265–1267.
- Peterson, A.T., y N. Vargas-Barajas. 1993. Ecological diversity in Scrub Jays, *Aphelocoma coerulescens*. Pp: 309–317. In: T.P. Ramamoorthy, R. Bye, A. Lot, y J. Fa, editors. *Biological Diversity of Mexico: Origins and Distribution*. Oxford University Press, New York.
- Prinzing, A., W. Durka, S. Klotz, y R. Brandl. 2001. The niche of higher plants: evidence for phylogenetic conservatism. *Proceedings of Biological Sciences / The Royal Society* 268:2383–9. doi: 10.1098/rspb.2001.1801.
- Raxworthy, C.J., E. Martinez-Meyer, N. Horning, R. A. Nussbaum, G. E. Schneider, M. A. Ortega-Huerta, y A. T. Peterson. 2003. Predicting distributions of known and unknown reptile species in Madagascar. *Nature* 33:837–841.
- Reside, A.E., J. VanDerWal, A. Kutt, I. Watson y S. Williams. 2011. Fire regime shifts affect bird species distributions. *Diversity and Distributions* 1-11, doi: 10.1111/j.1472-4642.2011.00818.x
- Ricklefs, R.E., y R.E. Latham. 1992. Intercontinental correlation of geographical ranges suggests stasis in ecological traits of relict genera of temperate perennial herbs. *The American Naturalist* 139:1305–1321.
- Salisbury, E.J. 1929. The biological equipment of species in relation to competition. *Journal of Ecology* 17: 197-222.

- Sánchez-Cordero, V., A.T. Peterson, y P. Escalante-Pliego. 2001. El modelado de la distribución de especies y la conservación de la diversidad biológica. Pp: 359–379. *In: H. M. Hernández (Ed.). Enfoques contemporáneos para el estudio de la biodiversidad.* Instituto de Biología, UNAM; Fondo de Cultura Económica.
- Sanderson, E.W., M. Jaiteh, M.A. Levy, K.H. Redford, A.V. Wannebo, y G. Woolmer. 2002. The human footprint and the last of the wild. *BioScience* 52:891. doi: 10.1641/0006-3568(2002)052[0891:THFATL]2.0.CO;2.
- Schoener, T.W. 1989. The ecological niche. Pp: 79–113. *In: J. M. Cherret (Ed.). Ecological concepts.* Blackwell Science Ltd, Oxford, UK.
- Şekercioğlu, Ç.H., R.B. Primack, y J. Wormworth. 2012. The effects of climate change on tropical birds. *Biological Conservation* 148:1–18.
- Şekercioğlu, Ç.H., S.H. Schneider, J.P. Fay, y S.R. Loarie. 2008. Climate change, elevational range shifts, and bird extinctions. *Conservation Biology* 22:140–50.
- Tansley, A.G. 1917. On competition between *Galium saxatile* L. (*G. hercynicum* Weig.) and *Galium sylvestre* Poll. (*G. asperum* Schreb.), on different types of soil. *Journal of Ecology* 5:173–179.
- Thiam, M., K. Ba, y J.-M. Duplantier. 2008. Impacts of climatic changes on small mammal communities in the Sahel (West Africa) as evidenced by owl pellet analysis. *African Zoology* 43:135–143.
- Thiollay, J.-M. 1984. Raptor community structure of a primary rain forest in French Guiana and effect of human hunting pressure. *Raptor Research* 18:117–122.
- Thomas, C.D., A. Cameron, R.E. Green, M. Bakkenes, L.J. Beaumont, Y.C. Collingham, B.F.N. Erasmus, M.F. De Siqueira, A. Grainger, L. Hannah, L. Hughes, B. Huntley, A.S. Van Jaarsveld, G.F. Midgley, L. Miles, M.A. Ortega-Huerta, A.T. Peterson, O.L. Phillips, y S.E. Williams. 2004. Extinction risk from climate change. *Nature* 427:145–148.
- Volterra, V. 1926. Variations e fluttuazioni del numero d'individui in specie animali conviventi. *Memorie Reale Accademia Nazionale dei Lincei* 2: 1-36.
- Wake, D.B., y V.T. Vredenburg. 2008. Colloquium paper: are we in the midst of the sixth mass extinction? A view from the world of amphibians. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105 Suppl.:11466–73.
- Walther, G.-R., E. Post, P. Convey, A. Menzel, C. Parmesan, T.J.C. Beebee, J. Fromentin, O. Hoegh-Gulberg, y F. Bairlein. 2002. Ecological responses to recent climate change. *Nature* 416:389–395.



- Wiens, J.J. 2004. Speciation and ecology revisited: Phylogenetic niche conservatism and the origin of species. *Evolution* 58:193–197.
- Wiens, J.J., y M.J. Donoghue. 2004. Historical biogeography, ecology and species richness. *Trends in Ecology & Evolution* 19:639–644.
- Wiens, J.J., y C.H. Graham. 2005. Niche Conservatism: Integrating evolution, ecology, and conservation biology. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 36: 519–539.
- Wiens, J.A., G.D. Hayward, R.S. Holthausen y M.J. Wisdom. 2008. Using surrogate species and groups for conservation planning and management. *BioScience* 58: 241-252.
- Willson, M.F., A.K. Irvine y N.G. Walsh. 1989. Vertebrate dispersal syndromes in some Australian and New Zealand plant communities, with geographic comparisons. *Biotropica* 21: 133-147
- Zunino, M., y A. Zullini. 2003. *Biogeografía: la dimensión espacial de la evolución*. Fondo de Cultura Económica, México, D.F., 359 p.

## **Riqueza y distribución espacial de rapaces nocturnas en Hidalgo, México**

Este capítulo reproduce íntegramente el texto del siguiente artículo:

Valencia-Herverth, J., R. Ortiz-Pulido y P.L. Enríquez. 2012. Riqueza y distribución espacial de rapaces nocturnas en Hidalgo, México. HUITZIL 13 (2): 116-129.

### **Resumen**

El conocimiento de las rapaces nocturnas en México es limitado; su historia natural, ecología y distribución geográfica son poco conocidas. En el ámbito estatal, existen pocos estudios que mencionan el estado del conocimiento y la distribución de las rapaces nocturnas a una escala espacial fina. Reportamos los resultados de la compilación de registros geográficos históricos (1865 a 2010) y actuales (2011) de rapaces nocturnas en el estado de Hidalgo. En total, reunimos 310 registros pertenecientes a 18 especies. El búho café (*Ciccaba virgata*) fue la especie que presentó el mayor número de registros (73). La ecorregión con mayor número de especies fue Bosques de Coníferas y Encinos de la Sierra Madre Oriental. Los tipos de vegetación con mayor número de especies de rapaces nocturnas fueron los bosques de pino y bosques de encino. Nuestro análisis indica que el 93% de los registros se han llevado a cabo entre 1996 y 2011, y que se ha puesto mayor esfuerzo de muestreo hacia el norte y centro de la entidad, presentándose falta de información en el oeste, sur y sureste del estado. Este estudio presenta un panorama general sobre el estado del conocimiento que se tiene de la distribución de las rapaces nocturnas en Hidalgo. Esta información puede ser usada en planes de conservación futuros dirigidos a este grupo de aves en el estado.



# Riqueza y distribución espacial de rapaces nocturnas en Hidalgo, México.

Jorge Valencia-Herverth,<sup>1\*</sup> Raúl Ortiz-Pulido<sup>1</sup> y Paula L. Enríquez.<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Laboratorio de Ecología de Poblaciones, Centro de Investigaciones Biológicas, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. AP 69, Pachuca, Hidalgo, 42001, México. Correo electrónico: \*valencia\_herverth@yahoo.com.mx.

<sup>2</sup>Departamento de Ecología y Sistemática Terrestre, El Colegio de la Frontera Sur. AP 63, San Cristóbal de las Casas, Chiapas, 29290, México.

## Resumen

El conocimiento de las rapaces nocturnas en México es limitado; su historia natural, ecología y distribución geográfica son poco conocidas. En el ámbito estatal, existen pocos estudios que mencionan el estado del conocimiento y la distribución de las rapaces nocturnas a una escala espacial fina. Reportamos los resultados de la compilación de registros geográficos históricos (1865 a 2010) y actuales (2011) de rapaces nocturnas en el estado de Hidalgo. En total, reunimos 310 registros pertenecientes a 18 especies. El búho café (*Ciccaba virgata*) fue la especie que presentó el mayor número de registros (73). La ecorregión con mayor número de especies fue Bosques de Coníferas y Encinos de la Sierra Madre Oriental. Los tipos de vegetación con mayor número de especies de rapaces nocturnas fueron los bosques de pino y bosques de encino. Nuestro análisis indica que el 93% de los registros se han llevado a cabo entre 1996 y 2011, y que se ha puesto mayor esfuerzo de muestreo hacia el norte y centro de la entidad, presentándose falta de información en el oeste, sur y sureste del estado. Este estudio presenta un panorama general sobre el estado del conocimiento que se tiene de la distribución de las rapaces nocturnas en Hidalgo. Esta información puede ser usada en planes de conservación futuros dirigidos a este grupo de aves en el estado.

**Palabras clave:** búhos, nuevos registros, ecorregiones, áreas protegidas.

## Species richness and spatial distribution of nocturnal raptors in Hidalgo, Mexico.

### Abstract

Knowledge of nocturnal raptors in Mexico is limited; their natural history, ecology, and distribution are poorly known. At the state level there are few studies that mention the state of knowledge and the distribution of species at a fine spatial scale. Here we report the results of compiling historical (1865 to 2010) and current data (2011) of nocturnal raptors to the state of Hidalgo. In total we gathered 310 records belonging to 18 species. The Mottled Owl (*Ciccaba virgata*) was the species with the highest number of records (73). The eco-region with highest number of species was the Sierra Madre Oriental Pine and Oak Forests. The vegetation types with greatest species number were pine and oak forests. The result of our study allow us to say that 93% of the records were obtained between 1996 and 2011, and that there was more sampling effort at the portions north and central of the state, lacking information in the west, south and southeast. This study shows a general overview of the current knowledge of the distribution of the nocturnal raptors in the state of Hidalgo. This information can be used at future conservation plans aimed at this group of birds in the state.

**Key words:** owls, new records, eco-regions, protected areas.

HUITZIL (2012) 13(2): 116-129

## Introducción

Las aves rapaces son depredadores que están en el tope de la cadena trófica. Por su baja abundancia y sus amplias áreas de forrajeo son sensibles a cambios ambientales como la fragmentación y la pérdida de hábitat (Thiollay 1984, 1996). Las rapaces desempeñan un papel ecológico muy importante en la regulación de las poblaciones de sus presas; por ello, pueden ser consideradas como especies sombrilla (Newton 2003, Sergio *et al.* 2006, 2008). Cuando en un sitio no se encuentran las aves rapaces que deberían de distribuirse

naturalmente, se puede suponer que la estructura del ecosistema está empobrecida (Márquez *et al.* 2005).

Dentro de las aves rapaces destacan las nocturnas que constituyen el 1.9% de la avifauna mundial (Bruce 1999, Marks *et al.* 1999, Dickinson 2003, Clements *et al.* 2011). La mayoría de ellas se distribuyen en los trópicos y son agrupadas en el orden Strigiformes que está conformado por dos familias: Tytonidae y Strigidae. Estas aves han sido poco estudiadas, por lo que el conocimiento de su historia natural, ecología y distribución es limitado (Enríquez *et al.* 1993). En

México, la familia Tytonidae está representada por una sola especie (*Tyto alba*), mientras que la familia Strigidae por 29 especies (AOU 2011).

En México, se han realizado pocos trabajos sobre aves rapaces nocturnas; sólo el 2.3% de lo publicado sobre aves en el país entre 1825 y 1992 está relacionado con dicho grupo (Rodríguez-Yáñez *et al.* 1994). De esos estudios, un número reducido trata sobre distribución geográfica, posiblemente debido a los hábitos nocturnos y crepusculares de estas familias (Enríquez *et al.* 1993, 2006). De las 30 especies de Strigiformes que se distribuyen en México (AOU 2011), diez especies han sido objeto de estudios en los últimos años, los cuales se han enfocado en temas como densidad poblacional (*Megascops seductus* y *Strix occidentalis*), dieta (*Tyto alba*, *Megascops barbarus*, *Pulsatrix perspicillata*, *Bubo virginianus*, *Athene cunicularia* y *S. occidentalis*), distribución (*A. cunicularia*, *Strix fulvescens*, *Asio flammeus* y *A. stygius*) e historia natural (*M. barbarus* y *A. cunicularia*) (Enríquez *et al.* 2006).

Para el estado de Hidalgo, sólo se cuenta con registros esporádicos y anecdóticos de los Strigiformes (Rodríguez-Estrella y Rivera-Rodríguez 2006, Rojas-Soto y Navarro 2006). Son escasos los datos sobre su abundancia, ecología, comportamiento, distribución, ámbito hogareño, entre otros. En la compilación sobre la avifauna de esta entidad (Martínez-Morales *et al.* 2007), se hizo un avance importante al definir, a grandes rasgos, la distribución espacial y temporal de 14 especies de Strigiformes. A pesar de ello, hay especies que sólo están reportadas hipotéticamente; por ejemplo, Howell y Webb (1995) indican que podrían encontrarse en el estado *Megascops guatemalae* y *Ciccaba nigrolineata*; mientras que otros autores (Martínez-Morales *et al.* 2007, Rodríguez-Ruiz y Herrera-Herrera 2009) mencionan la posibilidad de que estén presentes *Asio otus* y *A. stygius*.

Debido a lo anterior, consideramos que era conveniente compilar la información publicada y no publicada relacionada con las aves rapaces nocturnas de esta entidad. Creemos que tal recopilación servirá para fortalecer estrategias futuras de conservación local y regional. Por consiguiente, nuestro objetivo fue sintetizar el conocimiento sobre las aves rapaces nocturnas del estado de Hidalgo, con especial énfasis en su riqueza y distribución.

## Métodos

### Área de estudio

El estado de Hidalgo comprende un área de 20,905 km<sup>2</sup>, lo que representa el 1.1% del territorio del país (INEGI 2005); se localiza en el centro-este de México con altitudes que van desde 18 a 3490 msnm. En el estado confluyen seis ecorregiones (INEGI, CONABIO e INE 2008): Bosques de Coníferas y Encino de la Faja Volcánica Transmexicana (BCEFVT), Bosques de

Coníferas y Encinos de la Sierra Madre Oriental (BCESMO), Bosque Mesófilo de Montaña de Veracruz (BMMV), Matorrales Xerófilos del Sur de la Meseta Central (MXSMC), Selvas Húmedas de la Planicie Costera de Veracruz (SHPCV) y Selvas Secas de la Planicie Costera de Tamaulipas (SSPCT). Según el Inventario Nacional Forestal, en Hidalgo se distribuyen 17 tipos de vegetación (Velázquez *et al.* 2002) de los cuales, el matorral xerófilo comprende la mayor superficie seguido por el bosque de coníferas, bosque de encinos y el bosque mesófilo de montaña. Asimismo, hay tres tipos de clima: (1) cálido y semicálido, caracterizado por una temperatura media anual de 18-26°C que se presenta en el noreste y este, hacia la Planicie Costera por abajo de 800 msnm; (2) templado húmedo y subhúmedo, con temperaturas que oscilan entre los 12-18°C y que se presentan principalmente en las montañas de la Sierra Madre Oriental y la Faja Volcánica Transmexicana, y (3) árido y semiárido que comprenden la Meseta Central y la porción de la Barranca de Mezquitlán, con temperaturas promedio entre 12-22°C (Martínez-Morales *et al.* 2007).

### Recopilación de registros

Para determinar la riqueza de especies de rapaces nocturnas presentes en el estado, realizamos una compilación exhaustiva de registros históricos que comprendió de 1865 a 2010. Esta información se complementó con trabajo de campo realizado durante 2011 (ver abajo). Los registros históricos provinieron de las siguientes publicaciones: Villada (1865), Martín del Campo (1936, 1937), Friedmann *et al.* (1950), Bjelland y Ray (1977), Mancilla (1988), Navarro *et al.* (1992), Anaya *et al.* (1996), Chávez *et al.* (1996), Rojas-Soto *et al.* (2002), González-García *et al.* (2004), Martínez-Morales (2004), Navarro *et al.* (2004), Rodríguez-Estrella y Granados (2006), Martínez-Morales *et al.* (2007), Ortiz-Pulido (2007), Valencia-Herverth *et al.* (2008, 2010), Valencia-Herverth y Valencia-Herverth (2009) y Ortiz-Pulido *et al.* (2010). También consultamos bases de datos (Navarro *et al.* 2003, CONABIO 2009, GBIF 2011, UNIBIO 2011, ORNIS 2012 y Colección virtual de aves de la Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo), registros inéditos (Ortiz-Pulido y Morales-García, com. pers.), colecciones científicas (*i.e.*, Colección Nacional de Aves del Instituto de Biología de la UNAM [IBUNAM: CNAV], Museo de Zoología de la Facultad de Ciencias de la UNAM [MZFC] y Colección de Aves del Instituto Tecnológico de Huejutla [H-AV]) y reportes electrónicos (aVerAves 2012). Los datos recopilados incluyeron especie, fecha, localidad de colecta o avistamiento, municipio, coordenadas geográficas, altitud, tipo de vegetación, ecorregión y nombre del colector o fuente de la obtención del dato.

Con la información recopilada, elaboramos una base de datos que fue proyectada espacialmente en un

sistema de información geográfica (ArcView 3.2; ESRI 1999). Estas proyecciones fueron usadas para determinar las ecorregiones y los tipos de vegetación (*sensu* CONABIO 1997, 1999, Velázquez *et al.* 2002) con presencia o ausencia de registros de Strigiformes. El estatus de residente o migratorio de cada especie lo determinamos bibliográficamente siguiendo a Friedmann *et al.* (1950), Rappole *et al.* (1983), Howell y Webb (1995) y AOU (1998); el estatus de conservación de las especies lo tomamos de la NOM-059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT 2010); la afinidad Neártica o Neotropical la tomamos de König y Weick (2008); las categorías de endemismo se basaron en González-García y Gómez de Silva (2003), y el orden taxonómico y nomenclatura se basaron en AOU (1998, 2011).

Para los registros realizados antes de 1996, procuramos verificar su vigencia, es decir, determinando si aun podían ser usados para definir o no la presencia actual de una especie en un sitio. Para ello, consideramos que un registro seguía vigente si a partir de 1996 se tenían registros de la misma especie a menos de 20 km en línea recta del registro previo a 1996 y si el sitio del registro antiguo aún tenía vegetación original en 2005. Para obtener los datos de distancia entre el registro previo y posterior a 1996, así como la vegetación dominante en 2005, empleamos un sistema de información geográfica y ortofotos del Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática.

#### *Trabajo de campo*

Elegimos 15 sitios en el estado (Anexo 1) donde no existían registros previos de búhos, pero que por sus características (principalmente de cobertura vegetal conservada) era probable su presencia. En esta selección también consideramos la presencia potencial de las especies pronosticadas por Howell y Webb (1995), Gómez de Silva (2006), Navarro y Peterson (2007), Martínez-Morales *et al.* (2007) y Rodríguez-Ruiz y Herrera-Herrera (2009). De enero a diciembre de 2011, realizamos visitas nocturnas a estos sitios para obtener registros de las especies con presencia probable, empleando el método de estaciones de escucha y reclamo. En cada uno de los 15 sitios ubicamos 10 estaciones de escucha, equidistantes a un 1 km, sobre caminos de terracería con vegetación poco perturbada y con pocos o ningún poblado. El desplazamiento lo realizamos con un vehículo de doble tracción. Cuando llegábamos a cada estación de escucha apagábamos el motor del vehículo y esperábamos 3 min tratando de reducir el efecto que el ruido de la llegada pudiera haber producido en la presencia de los búhos. Muestreamos cada sitio al menos un mes por dos noches consecutivas. El número de personas que participaron en el muestreo siempre fue de dos, el autor principal (quien determinó las especies en cada sitio) y un acompañante. La primera

noche, realizamos los registros en las estaciones de escucha sin usar cantos y llamados. En cada estación identificamos las especies presentes por medio de sus vocalizaciones que fueron comparadas con grabaciones de búhos (Boesman 2005, Xeno-canto 2011). En la segunda noche, usamos grabaciones en formato MP3 (cantos y llamados) de búhos previamente seleccionadas y grabadas en un disco compacto, obtenidas de Boesman (2005) y Xeno-canto (2011); estos cantos se reprodujeron en una radio-grabadora Sony CFD-S20CP. La secuencia de cantos la realizamos siempre iniciando con la especie de menor tamaño a la de mayor tamaño. Reprodujimos, para cada especie, una sesión emitida de 2 minutos, seguida de un silencio de 3 minutos entre cada especie; en este lapso de tiempo identificamos y contabilizamos el número de vocalizaciones de respuesta escuchadas en el sitio por especie. Obtuvimos la ubicación y distancia al observador de cada individuo que vocalizó mediante el método de triangulación (Bell 1964). El tiempo de permanencia en cada estación fue de 25 minutos, aproximadamente, y el tiempo de desplazamiento entre cada estación fue de 10-15 minutos, iniciando cada recorrido en el crepúsculo y continuando por aproximadamente 6 h (Takats *et al.* 2001). En total, muestreamos 160 estaciones de escucha, pues uno de los sitios se visitó dos veces. En la segunda visita a dicho sitio (realizada un mes después) no obtuvimos registros. Visitamos este sitio por segunda vez porque se deseaba conocer el efecto de un incendio forestal ocurrido allí después de la primera visita (Valencia-Herverth, obs. pers.). Con este método, estimamos la ocurrencia de aves rapaces nocturnas considerando los diferentes tipos de vegetación existentes en los sitios visitados (Forsman 1983). Este método se complementó con la búsqueda intensiva de rapaces nocturnas durante el día en cada sitio (*sensu* Enriquez y Rangel-Salazar 2001, Villaseñor y Santana 2003).

#### **Resultados**

En total, obtuvimos 310 registros de rapaces nocturnas que incluyeron registros históricos y actuales de campo, con el 93% de los registros obtenidos entre 1996 y 2011. Los registros históricos fueron 157 de 15 especies recopilados de 28 referencias bibliográficas y museográficas (Cuadro 1). Se han aportado registros aislados desde finales del siglo XIX (Villada 1865) y principios del siglo XX (Martín del Campo 1936, 1937, Friedmann *et al.* 1950; Figura 1). Las especies reportadas son: *Tyto alba*, *Otus flammeolus*, *Megascops kennicottii*, *M. asio*, *M. trichopsis*, *Bubo virginianus*, *Glaucidium gnoma*, *G. sanchezi*, *G. brasilianum*, *Micrathene whitneyi*, *Athene cucularia*, *Ciccaba virgata*, *Asio otus*, *A. flammeus* y *Aegolius acadicus*. Las especies con más de 20 registros fueron *B. virginianus* (29), *G. brasilianum*

(25) y *C. virgata* (26); las menos registradas fueron *M. kennicotti*, *M. trichopsis* y *A. otus*.

Con el trabajo de campo obtuvimos 153 registros de 18 especies (Cuadro 1). Entre estos se encuentran tres nuevos registros para el estado: *Megascops guatemalae*, *Ciccaba nigrolineata* y *Asio stygius*; además, confirmamos la presencia de *A. otus* (Anexo 2). Las especies con mayor número de registros en campo fueron *C. virgata* (47 registros) y *G. brasilianum* (18), y las especies con menor número de registros fueron *A. flammeus* (1) y *A. stygius* (1). Los nuevos registros de *M. guatemalae* y *C. nigrolineata* los obtuvimos en localidades del noreste y este de Hidalgo, en dos ecorregiones (BMMV y SHPCV), y en fragmentos conservados de selva alta perennifolia y subperennifolia, selva mediana perennifolia y subperennifolia y bosque mesófilo de montaña (Anexo 2). Registramos *A. stygius* en el sur del estado en la ecorregión BCEFVT, en un bosque dominado por *Pinus ayacahuite* y *P. teocote* (Anexo 2).

Conjuntando los datos históricos y de campo, la especie con mayor número de registros fue *C. virgata* (73; Figura 2), la eco-región BCESMO obtuvo la mayor riqueza de especies (14; Figura 3), los tipos de vegetación más ricos en especies fueron el bosque de pino y el bosque de encino, ambos con 11 especies (Cuadro 1, Figura 4). La integración de la información en un mapa

del estado (Figura 5) muestra que se ha puesto mayor esfuerzo de muestreo hacia el norte (Huasteca y Sierra Hidalguense), centro (Reserva de la Biosfera Barranca de Metztlán) y una pequeña porción en el centro sur del estado (Parque Nacional El Chico), existiendo falta de información en el oeste, sur y sureste del estado.

La mayoría de las especies son residentes (13), cuatro son migratorias neotropicales y una es transitoria; según el estado de conservación, cinco se encuentran en alguna categoría de riesgo; poco más de un tercio de las especies que se distribuyen en Hidalgo son de afinidad Neotropical, seis son de afinidad Neártica y cinco de amplia distribución; solamente se tiene una especie endémica a México (*G. sanchezi*) y dos semi-endémicas (*O. flammeolus* y *M. whitneyi*; Cuadro 1).

Quince de los 22 registros realizados antes de 1996 se mantuvieron vigentes y siete no. Estos siete pertenecen a seis especies. Los registros son: *M. asio*, un registro en 1941 en la localidad de Portezuelo, Tasquillo; *M. trichopsis*, un registro en 1992 en Tlanchinol, Tlanchinol; *G. gnoma*, un registro en 1865 en Barranca Honda, Metztlán; *A. cunicularia*, tres registros, dos en San Andrés, Actopan en 1936 y uno en el Lago de Tecocomulco, Tepeapulco en 1956, y *A. flammeus*, un registro en 1982 en Pachuca. Cinco de los no vigentes tienen más de 50 años de antigüedad.

**Cuadro 1.** Especies de Strigiformes reportadas para el estado de Hidalgo, México, de 1865 a 2011. Se muestran datos generales de distribución, estacionalidad, estatus de conservación y endemismo por especie.

Especies	Referencia <sup>1</sup>	Eco-región <sup>2</sup>	Tipo de vegetación <sup>3</sup>	Estacionalidad <sup>4</sup>	Categoría de conservación <sup>5</sup>	Endemismo <sup>6</sup>
<i>Tyto alba</i>	4, 14, 17, 20, 24, 27, 29.	I, II, IV, V.	3, 12, 17.	R		
<i>Otus flammeolus</i>	16, 20, 23, 26, 29.	I, II, IV.	1, 2, 3, 9.	T		Semi-endémica
<i>Megascops kennicottii</i>	20, 29.	II	1, 2, 3.	R		
<i>Megascops asio</i>	4, 8, 9, 13, 20, 21, 29.	II, III, IV, V.	1, 2, 4, 9.	R	Pr	
<i>Megascops trichopsis</i>	20, 23, 29.	I, II, III, IV.	1, 2, 3.	R		
<i>Megascops guatemalae</i>	29.	III, V.	4, 13, 15.	R		
<i>Bubo virginianus</i>	3, 5, 7, 14, 16, 20, 22, 23, 28, 29.	I, II, III, IV.	1, 3, 4, 9, 14, 16.	R		
<i>Glaucidium gnoma</i>	1, 20, 23, 29.	II, IV, VI.	1, 2, 3, 7, 9.	R		
<i>Glaucidium sanchezi</i>	11, 12, 15, 16, 19, 20, 22, 26, 29.	II, III.	2, 3, 4, 15.	R	P	Endémica
<i>Glaucidium brasilianum</i>	5, 10, 11, 16, 19, 20, 23, 25, 26, 27, 28, 29.	II, III, IV, V, VI.	2, 4, 7, 13, 15, 16, 17.	R		
<i>Micrathene whitneyi</i>	20, 23, 29.	II, IV, VI.	1, 2, 7, 9, 16.	MN		Semi-endémica
<i>Athene cunicularia</i>	2, 4, 6, 13, 16, 18, 20, 23, 25, 27, 29.	I, III, IV, V.	4, 7, 9, 11, 12, 14, 15, 17.	MN		
<i>Ciccaba virgata</i>	10, 11, 16, 19, 20, 21, 24, 25, 26, 29.	II, III, V.	2, 3, 4, 13, 15, 17.	R		
<i>Ciccaba nigrolineata</i>	29	III, V.	4, 13, 15.	R	A	

Especies	Referencia <sup>1</sup>	Eco-región <sup>2</sup>	Tipo de vegetación <sup>3</sup>	Estacionalidad <sup>4</sup>	Categoría de conservación <sup>5</sup>	Endemismo <sup>6</sup>
<i>Asio otus</i>	10, 25, 29.	II, IV, VI.	7, 17.	MN		
<i>Asio stygius</i>	29.	I	3	R	A	
<i>Asio flammeus</i>	1, 20, 23, 25, 29.	II, IV.	2, 3, 6, 17.	MN	Pr	
<i>Aegolius acadicus</i>	20, 23, 29.	II, IV, VI.	2, 3, 6, 7.	R		

<sup>1</sup>Referencias bibliográficas y museográficas en orden cronológico: 1) Villada 1865, 2) Martín del Campo 1936, 3) Martín del Campo 1937, 4) Friedmann *et al.* 1950, 5) Bjelland y Ray 1977, 6) Sánchez-Mejorada 1978, 7) Mancilla 1988, 8) Navarro *et al.* 1992, 9) Anaya *et al.* 1996, 10) Chávez *et al.* 1996, 11) Martínez-Morales 2001, 12) Rojas-Soto *et al.* 2002, 13) Navarro *et al.* 2003, 14) González-García *et al.* 2004, 15) Martínez-Morales 2004, 16) Navarro *et al.* 2004, 17) Jiménez-Fernández y Juárez 2005, 18) Rodríguez-Estrella y Granados 2006, 19) Martínez-Morales 2007, 20) Martínez-Morales *et al.* 2007, 21) Valencia-Herverth *et al.* 2008, 22) Valencia-Herverth y Valencia-Herverth 2009, 23) Ortiz-Pulido *et al.* 2010, 24) Valencia-Herverth *et al.* 2010, 25) CNAV, 26) MZFC, 27) H-AV, 28) ORNIS, 29) este estudio.

<sup>2</sup>(I) BCEFVT, Bosques de Coníferas y Encino de la Faja Volcánica Transmexicana, (II) BCESMO, Bosques de Coníferas y Encinos de la Sierra Madre Oriental, (III) BMMV, Bosques Mesófilo de Montaña de Veracruz, (IV) MXSMC, Matorrales Xerófilos del Sur de la Meseta Central, (V) SHPCV, Selvas Húmedas de la Planicie Costera de Veracruz, (VI) SSPCT, Selvas Secas de la Planicie Costera de Tamaulipas.

<sup>3</sup>Para tipos de vegetación se siguió el criterio de Velázquez *et al.* (2002): 1) bosque de coníferas distinta a *Pinus*, 2) bosque de encino, 3) bosque de *Pinus*, 4) bosque mesófilo de montaña, 5) chaparral, 6) matorral desértico micrófito, 7) matorral espinoso tamaulipeco submontano y subtropical, 8) matorral rosetófilo, 9) matorral sarcocrasicaule, 10) mezquital-huizachal, 11) pastizal natural, 12) popal y tular, 13) selva alta perennifolia y subperennifolia, 14) selva baja caducifolia y subcaducifolia, 15) selva mediana perennifolia y subperennifolia, 16) vegetación raparria, 17) áreas con alguna perturbación (vegetación secundaria, zonas agrícolas y vegetación urbana).

<sup>4</sup>La estacionalidad se tomó en base a Howell y Webb (1995): Residente (R), Migratoria Neotropical (MN) y Transitoria (T).

<sup>5</sup>Para determinar el estatus de conservación se siguieron los criterios de la NOM-059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT 2010): en peligro de extinción (P), amenazada (A) y sujeta a protección especial (Pr).

<sup>6</sup>Las categorías de endemismo se basaron en González-García y Gómez de Silva (2003)

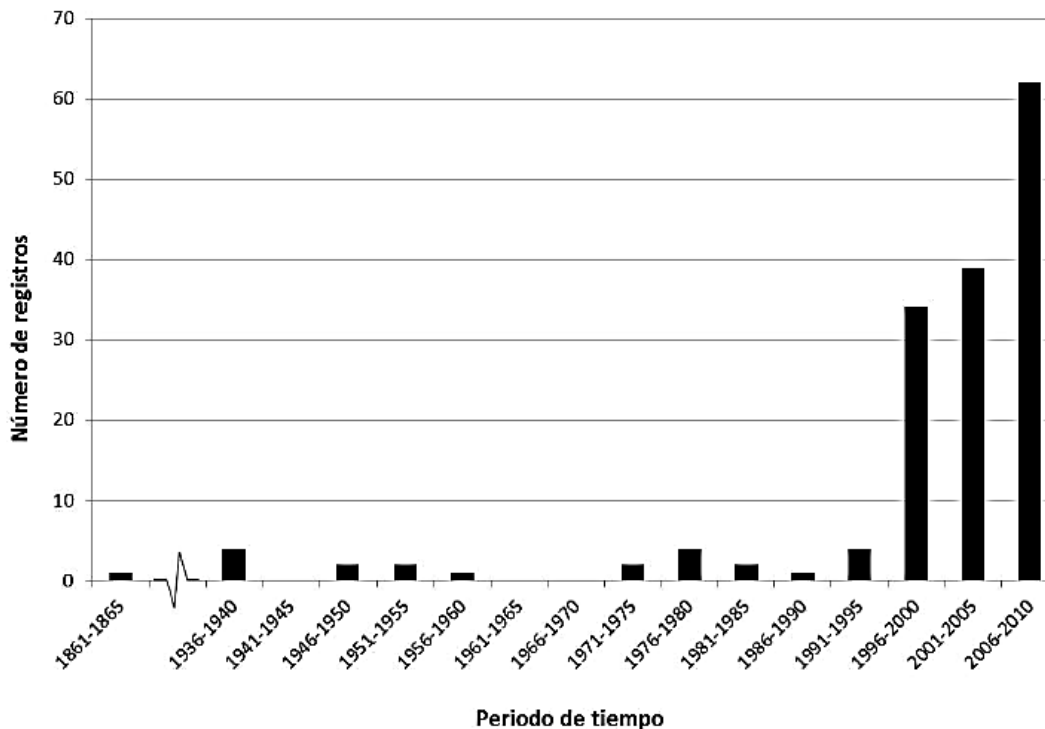


Figura 1. Distribución temporal del número de registros de especies de rapaces nocturnas en Hidalgo, México, de 1865 a 2010.

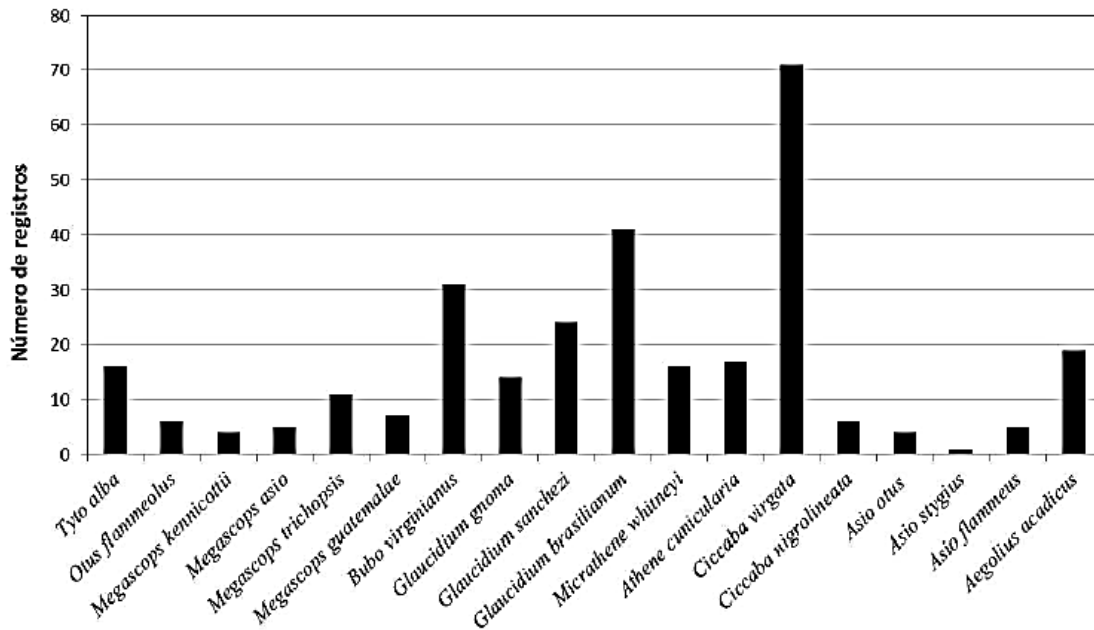


Figura 2. Número de registros por especie de rapaz nocturna reportada para el estado de Hidalgo, México, de 1865 a 2011.

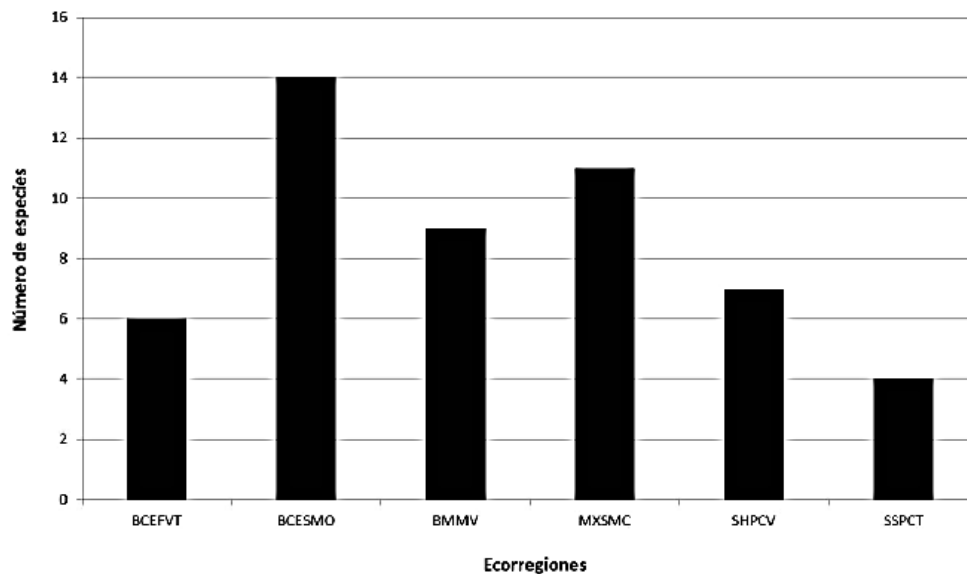


Figura 3. Riqueza de rapaces nocturnas por ecorregión presente en el estado de Hidalgo, México, considerando registros realizados durante el periodo 1865-2011. Las ecorregiones son: Bosques de Coníferas y Encinos de la Faja Volcánica Transmexicana (BCEFVT), Bosques de Coníferas y Encinos de la Sierra Madre Oriental (BCESMO), Bosques Mesófilos de Montaña de Veracruz (BMMV), Matorrales Xerófilos del Sur de la Meseta Central (MXSMC), Selvas Húmedas de la Planicie Costera de Veracruz (SHPCV) y Selvas Secas de la Planicie Costeras de Tamaulipas (SSPCT).



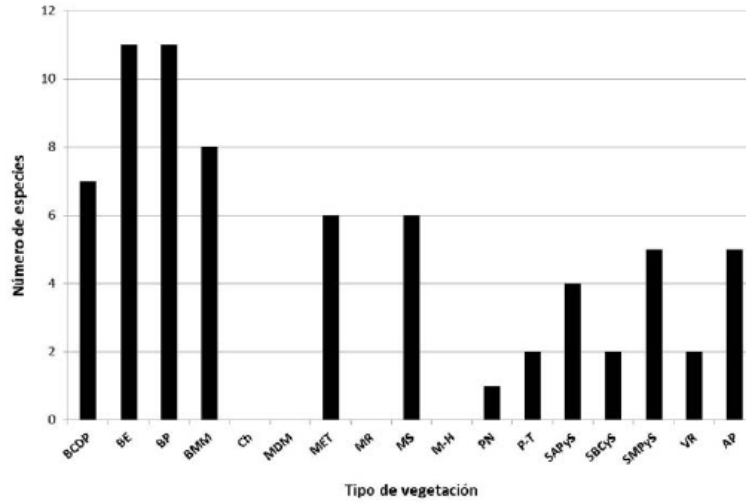


Figura 4. Riqueza de rapaces nocturnas por tipo de vegetación presente en el estado de Hidalgo, México, considerando registros realizados durante el periodo 1865-2011. Los tipos de vegetación considerados son: bosque de coníferas distinta a Pinus (BCDP), bosque de encino (BE), bosque de pino (BP), bosque mesófilo de montaña (BMM), chaparral (Ch), matorral desértico micrófito (MDM), matorral espinoso tamaulipeco submontano y subtropical (MET), matorral rosetófilo (MR), matorral sarcocrasicaule (MS), mezquital-huizachal (M-H), pastizal natural (PN), popal y tular (P-T), selva alta perennifolia y subperennifolia (SAPyS), selva baja caducifolia y subcaducifolia (SBCyS), selva mediana perennifolia y subperennifolia (SMPyS), vegetación riparia (VR) y áreas con alguna perturbación (AP).

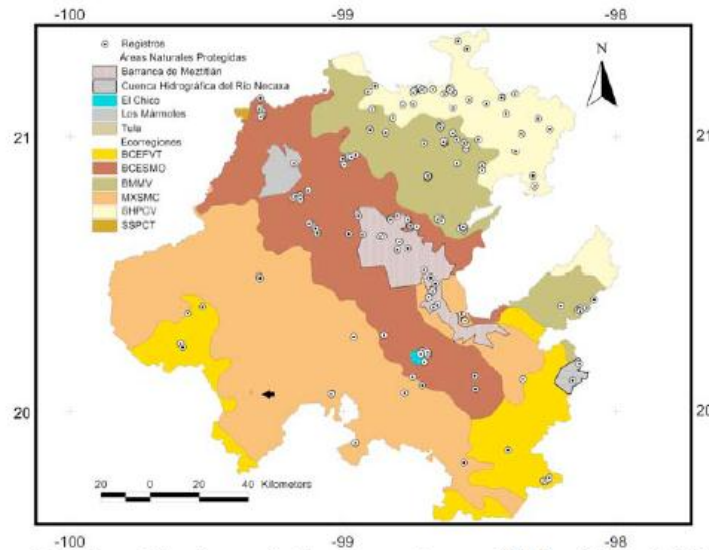


Figura 5. Distribución espacial de los registros de especies de rapaces nocturnas en Hidalgo, México, de 1865 al 2011. En la imagen se muestran los polígonos de las cinco áreas naturales protegidas del estado (Tula es una pequeña área al suroeste de la entidad indicada con una flecha). Las ecorregiones son Bosques de Coníferas y Encinos de la Faja Volcánica Transmexicana (BCEFVT), Bosques de Coníferas y Encinos de la Sierra Madre Oriental (BCESMO), Bosques Mesófilos de Montaña de Veracruz (BMMV), Matorrales Xerófilos del Sur de la Meseta Central (MXSMC), Selvas Húmedas de la Planicie Costera de Veracruz (SHPCV) y Selvas Secas de la Planicie Costera de Tamaulipas (SSPCT).

## Discusión

En este estudio registramos 18 especies de rapaces nocturnas para el estado de Hidalgo. Con ello se adicionan cuatro especies, ya que en una reciente compilación de la avifauna estatal (Martínez-Morales *et al.* 2007) se habían reportado sólo 14 especies para el estado; una de estas incorporaciones es de un registro no considerado en dicha compilación. Este registro es de un ejemplar de *A. otus* depositado en la Colección Nacional de Aves del Instituto de Biología de la UNAM, con el número de catálogo AV001411, colectado el 28 de noviembre de 1937, cerca de la localidad de El Carmen, a 6 km al norte de Tizayuca (19°53'06"N, 98°57'17"O), en el km 56 de la antigua carretera México-Pachuca (Chávez *et al.* 1996). La presencia de esta especie se confirmó en 2011 mediante tres registros auditivos en el matorral espinoso tamaulipeco submontano y subtropical del oeste de Hidalgo.

Es de notar que el 93% de los registros se han obtenido de 1996 a 2011. Este patrón temporal se debe al incremento de trabajos avifaunísticos recientes en el estado (*e.g.*, Martínez-Morales 2004, 2007, Martínez-Morales *et al.* 2007, Valencia-Herverth y Valencia-Herverth 2009, Ortiz-Pulido *et al.* 2010, Valencia-Herverth *et al.* 2010, 2011) y al trabajo de campo realizado en este estudio. El 7% de los registros restantes se realizaron entre 1865 y 1995.

La mayoría de los registros de aves rapaces nocturnas se concentran en el norte y centro del estado, faltando información para el oeste, sur y sureste. En estas zonas, que han sido muy afectadas por la actividad humana, es necesario incrementar el esfuerzo de muestreo. Antes de este estudio, había una escasez de datos en las ecorregiones BCEFVT, que sólo contaban con dos especies registradas (*T. alba* y *A. cucularia*), y SSPCT, que no contaban con registro alguno. Con este estudio, el número de especies para estas ecorregiones aumentó a seis y cinco, respectivamente. Ahora, SSPCT es la ecorregión con el menor número de especies. Este número reducido de especies tal vez se deba a la poca investigación que se ha realizado en esta ecorregión. En Hidalgo, esta ecorregión sólo está presente en una pequeña área del municipio de Pacula, al noroeste del estado.

Es posible que en cuatro de las cinco áreas naturales protegidas (ANP) de Hidalgo se pueda garantizar la conservación de varias de las especies de Strigiformes. Considerando la distribución espacial de los registros, se podrían estar protegiendo a 11 especies de rapaces nocturnas en la Reserva de la Biosfera Barranca de Mezquitlán, el Parque Nacional El Chico, el Parque Nacional Los Mármoles y la Zona de Protección Forestal Cuenca Hidrográfica del Río Necaxa (Figura 5). La quinta ANP del estado, Tula, es muy pequeña (*ca.* 1 km<sup>2</sup>) y está enfocada a la protección de patrimonio

arqueológico. Siete de las 11 especies que podrían estar protegidas en ANP son residentes (*T. alba*, *M. kennicottii*, *M. trichopsis*, *B. virginianus*, *G. gnoma*, *G. brasilianum* y *A. acadicus*), tres migratorias neotropicales (*M. whitneyi*, *A. cucularia* y *A. flammeus*) y una transitoria (*O. flammeolus*). Las siete especies restantes aún no se han registrado dentro de los polígonos de alguna reserva del estado; sin embargo, de estas últimas, cuatro especies (*M. asio*, *G. sanchezi*, *C. nigrolineata* y *A. stygius*) se encuentran enlistadas en la NOM-059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT 2010). Creemos que es necesario plantear estrategias que busquen la implementación de ANP que contemplen el área de distribución de estas especies, así como el llevar a cabo un mayor esfuerzo de muestreo en las ANP del estado, principalmente en el Parque Nacional Los Mármoles y el norte de la Reserva de la Biosfera Barranca de Mezquitlán, en donde podría encontrarse alguna de las siete especies antes mencionadas.

De todas las especies registradas, resalta *G. sanchezi*; esta es una especie en peligro de extinción (SEMARNAT 2010), endémica al país y de distribución restringida a los bosques del noreste de la Sierra Madre Oriental (Howell y Robbins 1995, Howell y Webb 1995, Navarro *et al.* 2004). Esta especie se distribuye principalmente en bosques mesófilos de montaña conservados en el noreste del estado (Rojas-Soto *et al.* 2002, Martínez-Morales 2004), aunque en este estudio la encontramos también en ecotonos de bosques de pino, bosques de encino y selva mediana subperennifolia con poca perturbación, adyacente al bosque mesófilo de montaña. Esto último coincide con algunos tipos de vegetación reportados por Howell y Robbins (1995) y Martínez-Morales (2004). A pesar de que Hidalgo incluye la mayor proporción del área de distribución de esta especie (Martínez-Morales 2008), ésta no se encuentra representada en ninguna de las ANP estatales. Por consiguiente, es necesario proteger su hábitat en la entidad e implementar estrategias de conservación. A la fecha, no se tienen estudios sobre la densidad poblacional, área de acción, dieta o uso de hábitat de este tecolote. Esta información podría ayudarnos a evaluar mejor el estado de conservación en que se encuentra la especie.

En síntesis, en este estudio presentamos una compilación sobre la presencia de especies de rapaces nocturnas en el estado de Hidalgo, México. Creemos que es necesario investigar las dinámicas poblacionales de dichas especies. El conocer su distribución y estado poblacional podría ayudar a determinar cómo sus poblaciones se ven afectadas por diferentes factores. En el futuro, sugerimos evaluar aspectos como los efectos del cambio de uso de suelo y cambio climático en la densidad poblacional de rapaces nocturnas a una escala regional y nacional. Esto podría ayudar a proponer

estrategias de conservación adecuadas a nivel país. En esas evaluaciones futuras sería importante incorporar nuevos métodos y tecnologías para el monitoreo de sus poblaciones, como la bioacústica que permite obtener y almacenar datos, determinar adecuadamente las especies, analizar la variación temporal de sus vocalizaciones y detectar especies raras (Goyette *et al.* 2011).

#### Agradecimientos

A T.V. Gutiérrez Santillán, M. García Conejo, O. Barrera Hernández y G. Sánchez Rojas por su ayuda en el trabajo de campo. A M.E. Mendiola, J. Bravo Cadena y R. Valencia-Herverth por proporcionar algunos datos para

este escrito. A P. Escalante y M.A. Gurrola por la facilidad otorgada para consultar la Colección Nacional de Aves del Instituto de Biología, UNAM. A C. Moreno, I. Zuria, A. Sánchez González y dos revisores anónimos por sus valiosos comentarios a versiones preliminares de este trabajo. A Optics for the Tropics por la donación de binoculares a JVH. La elaboración de este trabajo se llevó a cabo gracias al apoyo del Consejo de Ciencia y Tecnología-Hidalgo (proyecto Diversidad Biológica del Estado de Hidalgo, segunda fase, Fomix-CONACyT-2008-95828) y al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (beca de posgrado # 250632 otorgada a JVH).

#### Literatura citada

- Anaya, P.S., M.L. Alonso y F. Zavaleta. 1996. Listado avifaunístico de la región de Zimapan, Hgo. Reporte de trabajo, Universidad Nacional Autónoma de México. México, DF.
- AOU (American Ornithologists' Union). 1998. Checklist of North American Birds. 7 ed. American Ornithologists' Union, Washington, DC, EUA.
- AOU (American Ornithologists' Union). 2011. Checklist of North American Birds. <[www.aou.org/checklist/north/print.php](http://www.aou.org/checklist/north/print.php)> (consultado 10 de diciembre de 2011).
- aVerAves. 2012. aVerAver, versión 2. CONABIO, NABCI, The Cornell Lab of Ornithology y Audubon. México. <[averaves.org/](http://averaves.org/)> (consultado 16 de abril de 2012).
- Bell, R.E. 1964. A sound triangulation method for counting Barred Owls. *Wilson Bulletin* 76:292-294.
- Bjelland, A.D. y J.C. Ray. 1977. Birds collected in the state of Hidalgo, México. *Occasional Papers of the Museum of the Texas Tech University* 46:1-32.
- Boesman, P. 2005. Birds of Mexico, MP3 sound collection. Birdsunds. Nl. Hoofdstraat, Holanda.
- Bruce, M.D. 1999. Family Tytonidae. Pp. 34-75. *In*: J. del Hoyo, A. Elliott y J. Sargatal (eds.). *Handbook of the birds of the World*. Vol. 5. Barn-owls to Hummingbirds. Lynx Editions. Barcelona, España.
- Chávez C., N., M.A. Gurrola y J.A. García. 1996. Catálogo de aves no passeriformes de la colección ornitológica del Instituto de Biología, UNAM. *Cuadernos de Instituto de Biología* 30:1-145.
- Clements, J.F., T.S. Schulenberg, M.J. Iliff, B.L. Sullivan, C.L. Wood y D. Roberson. 2011. The Clements checklist of birds of the world: Version 6.6. <[www.birds.cornell.edu/clementschecklist/downloadable-clements-checklist](http://www.birds.cornell.edu/clementschecklist/downloadable-clements-checklist)> (consultado 16 de febrero de 2012).
- CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad). 1997. Provincias biogeográficas de México. Escala 1:4,000,000. CONABIO. México, DF.
- CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad). 1999. Ecorregiones de México. Escala 1:1,000,000. CONABIO. México, DF.
- CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad). 2009. Red Mundial de Información sobre Biodiversidad. <[www.conabio.gob.mx/remib/doctos/remibnodos\\_db.html](http://www.conabio.gob.mx/remib/doctos/remibnodos_db.html)>(consultado 20 de abril de 2009).
- Dickinson, E.C. 2003. *The Howard and Moore complete checklist of the birds of the World*, 3<sup>rd</sup> ed. Princeton University Press. Princeton, New Jersey, EUA.
- Enríquez, P. y J.L. Rangel-Salazar. 2001. Owl occurrence and calling behavior in a tropical rain forest. *Journal of Raptor Research* 35:107-114.
- Enríquez, P., J.L. Rangel-Salazar y D.W. Holt. 1993. Presence and distribution of Mexican owls: A review. *Journal of Raptor Research* 27:154-160.
- Enríquez, P., D.H. Johnson y J.L. Rangel-Salazar. 2006. Taxonomy, distribution, and conservation of owls in the neotropics: a review. Pp. 254-307. *In*: R. Rodríguez-Estrella (ed.). *Current raptors studies in México*. CIBNOR SC, CONABIO. México, DF.
- ESRI (Environmental Systems Research Inc.). 1999. ArcView GIS Ver. 3.2. ESRI. New York, EUA.
- Forsman, E.D. 1983. Methods and materials for locating and studying Spotted Owls. USDA Forest Service General Technical Reports PNW-162. Pacific NW Research Station. Portland, Oregon, EUA.

- Friedmann, H., L. Griscom y R.T. Moore. 1950. Distributional check-list of the birds of the Mexico. Part. I. Pacific Coast Avifauna 29:1-202.
- GBIF (Global Biodiversity Information Facility). 2011. Global Biodiversity Information Facility, free and open access to biodiversity data. <[data.gbif.org/welcome.htm](http://data.gbif.org/welcome.htm)> (consultado 20 de junio de 2011).
- González-García, F. y H. Gómez de Silva. 2003. Especies endémicas: patrones de distribución y retos para su conservación. Pp. 150-194. In: H. Gómez de Silva y A. Oliveras de Ita (eds.). Conservación de aves, experiencias en México. NFWF, CIPAMEX y CONABIO. México, DF.
- González-García, F., F. Puebla, S. Barrios, M.N. Fajardo y H. Gómez de Silva. 2004. Información adicional sobre la avifauna de los estados de Hidalgo y Querétaro, México, incluyendo nuevos registros estatales. Cotinga 22:56-64.
- Gómez de Silva, H. 2007. Efecto sobre las predicciones de GARP al incluir registros de aves en localidades con climas severos. Universidad Nacional Autónoma de México. Informe final SNIB-CONABIO proyecto No. CE007. México, DF. <[www.conabio.gob.mx/institucion/cgi-bin/datos2.cgi?Letras=CE&Numero="7"](http://www.conabio.gob.mx/institucion/cgi-bin/datos2.cgi?Letras=CE&Numero=)> (consultado 20 de octubre de 2011).
- Goyette, J.L., R.W. Howe, A.T. Wolf y W.D. Robinson. 2011. Detecting tropical nocturnal birds using automated audio recordings. Journal of Field Ornithology 82:279-287.
- Howell, S.N.G. y M.B. Robbins. 1995. Species limits of the Least Pygmy-Owl (*Glaucidium minutissimum*) complex. Wilson Bulletin 107:7-25.
- Howell, S.N.G. y S. Webb. 1995. A guide to the birds of Mexico and northern Central America. Oxford University Press. New York, EUA.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática). 2005. Anuario estadístico del estado de Hidalgo. INEGI. Aguascalientes, México.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática), CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad) e INE (Instituto Nacional de Ecología). 2008. Ecorregiones terrestres de México. Escala 1:1,000,000. Metadatos <[www.conabio.gob.mx/informacion/gis/](http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/)> (consultado 20 de noviembre de 2010).
- Jiménez-Fernández, E.J. y C. Juárez L. 2005. Aves y mamíferos asociados a la vegetación terrestre de la subcuenca de Tecocomulco. Pp. 193-202. In: R. Huizar A., E.J. Jiménez-Fernández y C. Juárez L. (eds.). La Laguna de Tecocomulco: geo-ecología de un desastre. Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Geología. México, DF.
- König, C. y F. Weick. 2008. Owls of the World. Second edition. Yale University Press. New Haven, EUA y London, Inglaterra.
- Mancilla, M. 1988. Estudio preliminar de la avifauna en el transecto Zacualtipán-Zoquizoquipan-San Juan Metztlán en el este de Hidalgo, México. Tesis de licenciatura, ENEP Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México. Tlalnepantla, Estado de México, México.
- Marks, J.S., R.J. Cannings y H. Mikkola. 1999. Family Strigidae. Pp. 76-243. In: J. del Hoyo, A. Elliott y J. Sargatal (eds.). Handbook of the birds of the World. Vol. 5. Barn-owls to Hummingbirds. Lynx Editions. Barcelona, España.
- Márquez, C., M. Becharad, F. Gast y V.H. Vanegas. 2005. Aves rapaces diurnas de Colombia. Instituto de Investigaciones de Recursos Bióticos "Alexander von Humboldt". Bogotá, DC, Colombia.
- Martín del Campo, R. 1936. Contribuciones al conocimiento de la fauna de Actopan, Hgo. IV. Vertebrados observados en la época de secas. Anales del Instituto de Biología, Serie Zoología 7:271-286.
- Martín del Campo, R. 1937. Nota acerca de las aves y los mamíferos del Valle del Mezquital, Hgo. Anales del Instituto de Biología, Serie Zoología 8:267-272.
- Martínez-Morales, M.A. 2001. Forest fragmentation effects on bird communities of tropical montane cloud forests in eastern Mexico. Tesis de doctoral, University of Cambridge. Cambridge, Reino Unido.
- Martínez-Morales, M.A. 2004. Nuevos registros de aves en el bosque mesófilo de montaña del noreste de Hidalgo, México. HUITZIL 5:12-19.
- Martínez-Morales, M.A. 2007. Avifauna del bosque mesófilo de montaña del noreste de Hidalgo, México. Revista Mexicana de Biodiversidad 78:149-162.
- Martínez-Morales, M.A. 2008. Ficha técnica de *Glaucidium sanchezi*. In: P. Escalante-Pliego (comp.). "Fichas sobre las especies de aves incluidas en el proyecto de Norma Oficial Mexicana PROY-NOM-ECOL-2000. Parte 2". Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos SNIB-CONABIO. Proyecto No. W042. México, DF.
- Martínez-Morales, M.A., R. Ortiz-Pulido, B. de la Barreda, I.L. Zuria, J. Bravo-Cadena y J. Valencia-Herverth. 2007. Hidalgo. Pp. 49-95. In: R. Ortiz-Pulido, A. Navarro-Sigüenza, H. Gómez de Silva, O. Rojas-Soto y T. A. Peterson (eds.).

- Avifaunas Estatales de México. CIPAMEX. Pachuca, Hidalgo, México.
- Navarro, A.G. y A.T. Peterson. 2007. Mapas de las aves de México basados en WWW. Informe final SNIB-CONABIO proyecto No. CE015. México, DF. <[www.conabio.gob.mx/institucion/cgi-bin/datos2.cgi?Letras=CE&Numero=15](http://www.conabio.gob.mx/institucion/cgi-bin/datos2.cgi?Letras=CE&Numero=15)> (consultado 20 de octubre de 2011).
- Navarro, A.G., H. Benítez y B.E. Hernández. 1992. Avifauna de los bosques de montaña del noreste del estado de Hidalgo. Reporte de Biología de Campo, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. México, DF.
- Navarro-Sigüenza, A.G., A.T. Peterson y A. Gordillo-Martínez. 2003. A Museums working together: The atlas of birds of Mexico. Bulletin of the British Ornithologists' Club 123A: 207-225.
- Navarro S., A.G., H.A. Garza-Torres, S. López de Aquino, O.R. Rojas-Soto y L.A. Sánchez-González. 2004. Patrones biogeográficos de la avifauna. Pp. 439-467. *In*: I. Luna, J.J. Morrone y D. Espinosa (eds.). Biodiversidad de la Sierra Madre Oriental. CONABIO-UNAM. México, DF.
- Newton, I. 2003. The role of natural factors in the limitation of bird of prey numbers: A brief review of the evidence. Pp. 5-23. *In*: D.B.A. Thompson, S.M. Redpath, A.H. Fielding, M. Marquiss y C.A. Galbraith (eds.). Birds of prey in a changing environment. The stationery office. Edinburgh, Escocia.
- ORNIS. 2012. Data search. National Science Foundation. <[www.ornisnet.org/datasearch](http://www.ornisnet.org/datasearch)> (consultado 16 de abril de 2012).
- Ortiz-Pulido, R. 2007. Colección virtual de aves. Pp. 97-102. *In*: J.M. Castillo-Cerón y J. Márquez-Luna (eds.). Colecciones del Centro de Investigaciones Biológicas. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Pachuca, Hidalgo, México.
- Ortiz-Pulido, R., J. Bravo-Cadena, V. Martínez-García, D. Reyes, M.E. Mendiola-González, G. Sánchez y M. Sánchez. 2010. Avifauna de la Reserva de la Biosfera Barranca de Mezquital, Hidalgo, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 81:373-391.
- Rappole, J.H., E.S. Morton, T.E. Lovejoy III y J. Ruos. 1983. Nearctic avian migrants in the Neotropics. U.S. Fish and Wildlife Service. Washington, DC, EUA.
- Rodríguez-Estrella, R. y J.B. Granados. 2006. Resident and wintering population of the Burrowing Owl (*Athene cunicularia*) in Mexico. Pp. 181-201. *In*: R. Rodríguez-Estrella (ed.). Current raptors studies in México. CIBNOR SC, CONABIO. México, DF.
- Rodríguez-Estrella, R. y L.B. Rivera-Rodríguez. 2006. Raptor studies in México: an overview. Pp. 1-32. *In*: R. Rodríguez-Estrella (ed.). Current raptors studies in Mexico. CIBNOR SC, CONABIO. México, DF.
- Rodríguez-Ruiz, E.R. y R. Herrera-Herrera. 2009. A un siglo del registro del búho cara oscura (*Asio stygius*) en el centro de Tamaulipas y notas sobre su distribución en México y Estados Unidos de América. *HUITZIL* 10:56-60.
- Rodríguez-Yáñez, C.A., R.M. Villalón C. y A.G. Navarro S. 1994. Bibliografía de las Aves de México (1825-1992). Publicaciones especiales del Museo de Zoología, No. 8. Facultad de Ciencias, UNAM. México, DF.
- Rojas-Soto, O.R. y A. Navarro S. 2006. How many raptor species are there in México?. Pp. 33-45. *In*: R. Rodríguez-Estrella (ed.). Current raptors studies in México. CIBNOR SC, CONABIO. México, DF.
- Rojas-Soto, O.R., L.A. Sánchez-González y S. López de Aquino. 2002. New information on birds of northern Hidalgo, Mexico. *Southwestern Naturalist* 47:471-475.
- Sánchez-Mejorada, H. 1978. Manual de campo de las cactáceas y suculentas de la Barranca de Metzquitlán. Publicación de Difusión Cultural No. 2. Sociedad Mexicana de Cactología, CONACYT. México, DF.
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental-especies nativas de México de flora y fauna silvestres-categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la Federación. México, DF (30 de diciembre de 2010).
- Sergio, F., I. Newton, L. Marchesi y P. Pedrini. 2006. Ecologically justified charisma: preservation of top predators delivers biodiversity conservation. *Journal of Applied Ecology* 43:1049-1055.
- Sergio, F., T. Caro, D. Brown, B. Clucas, J. Hunter, J. Ketchum, K. McHugh y F. Hiraldo. 2008. Top predators as conservation tools: ecological rationale, assumptions and efficacy. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 39:1-19.
- Takats, D.L., C.M. Francis, G.L. Holroyd, J.R. Duncan, K.M. Marzur, R.J. Cannings, W. Harris y D. Holt. 2001. Guidelines for nocturnal owl monitoring in North America. Beaverhill, Bird Observatory and Bird Studies Canada. Edmonton, Alberta, Canadá.
- Thiollay, J.M. 1984. Raptor community structure of a primary rain forest in French Guiana and effect of human hunting pressure. *Journal of Raptor Research* 18:117-122.

- 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* 23:7-25.
- UNIBIO (Unidad de Informática para la Biodiversidad). 2011. Colección Nacional de Aves. <test.unibio.unam.mx/minero/index.jsp?accion=sc&colecciones=CNAV> (consultado 16 de noviembre de 2011).
- Valencia-Herverth, J. y R. Valencia-Herverth. 2009. Nuevos registros de *Elanus leucurus* y *Spizaetus tyrannus* en Hidalgo, México, y registros avifaunísticos interesantes. *Cotinga* 31:124-125.
- Valencia-Herverth, J., R. Valencia-Herverth, M.E. Mendiola-González, M. Sánchez-Cabrera y M.A. Martínez-Morales. 2011. Registros nuevos y sobresalientes de aves para el estado de Hidalgo. *Acta Zoológica Mexicana (n.s.)* 27:843-861.
- Valencia-Herverth, R., J. Valencia-Herverth, F. Mendoza-Quijano, A. Linarte y L. Hernández. 2008. Avifauna de dos fragmentos de selva mediana subperenifolia en la región Huasteca del estado de Hidalgo, México. *TecnoINTELECTO (Ciudad Victoria, Tamaulipas, México)* 5:12-19.
- Valencia-Herverth, R., J. Valencia-Herverth y F. Mendoza-Quijano. 2010. Registros nuevos para la avifauna del estado de Hidalgo. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 81: 205-208.
- Velázquez, A., J.F. Mas y J.L. Palacio. 2002. Análisis del cambio de uso del suelo. Instituto de Geografía-UNAM, INE, SEMARNAT. México, DF.
- Villada, M. 1865. Estudios sobre la fauna de Pachuca, Real del Monte, Mineral del Chico y Barranca Honda. Pp. 261-345. *In*: R. Almaraz (ed.). Memoria de los trabajos ejecutados por la Comisión Científica de Pachuca en el año de 1864. Edición facsimilar 1993. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Pachuca, Hidalgo, México.
- Villaseñor G., J.F. y E. Santana C. 2003. El monitoreo de poblaciones: herramientas necesarias para la conservación de las aves en México. Pp. 224-259. *In*: H. Gómez de Silva y A. Oliveras de Ita (eds.). Conservación de aves, experiencias en México. National Fish and Wildlife Foundation, CIPAMEX, CONABIO. México, DF.
- Xeno-canto. 2011. Sharing bird songs from around the World. <www.xeno-canto.org/> (consultado 10 de enero de 2011).

*Recibido: 20 de febrero de 2012; Revisión aceptada: 7 de agosto de 2012.  
Editor asociado: Fernando González García.*

Anexo 1. Localidades del estado de Hidalgo visitadas durante 2011 para realizar el trabajo de campo reportado en este estudio.

Municipio	Localidad	Latitud N*	Longitud O
Acaxochitlán	Presa Omiltemetl	20.1601	98.1329
Almoloya	Rancho Nuevo-Ejido San Luis del Valle	19.7479	98.2654
Cardonal	El Pinalito	20.6472	99.0938
Chapulhuacán	Río Huatepango	21.0965	98.8938
Huichapan	El Gavillero	20.3529	99.5683
Huazalingo	Tlamamala	20.9761	98.5564
Lolotla	El Barco	21.1666	98.7243
Nicolás Flores	El Pijay	20.7754	99.1836
Pacula	Ojo de Agua-Mesa del Chilar	21.0987	99.3074
San Bartolo Tutotepec	Chicamole	20.4300	98.2370
San Agustín Tlaxiaca	Puerto México	20.0630	99.0424
Tenango de Doria	San Francisco La Laguna	20.3625	98.1313
Tepehuacán de Guerrero	San Juan Ahuehuevo	21.0285	98.9023
Tlahuiltepa	Cerro del Águila	20.8911	98.9954
Zimapán	La Manzana (Parque Nacional Los Mármoles)	20.8866	99.1709

\*Coordenada de la primera estación de escucha en cada localidad.

Anexo 2. Lista anotada de los nuevos registros y la confirmación de presencia de rapaces nocturnas en el estado de Hidalgo.

*Megascops guatemalae* (nuevo registro).

- 19 de febrero de 2011. El Barco, Lolotla (21.175305 N, 98.720202 O; 253 msnm). Se escucharon cuatro individuos: un dueto, un individuo aproximadamente a 200 m del observador y otro a 1 km aproximadamente.
- 29 de julio de 2011. El Barco, Lolotla. Se escuchó un individuo en una selva mediana subperennifolia.
- 26 de junio de 2011. San Francisco La Laguna, Tenango de Doria (20.362549 N, 98.131332 O; 1320 msnm). Se escuchó un individuo en un bosque mesófilo de montaña.
- 5 de noviembre de 2011. Xochiatipán, Xochiatipán (20.833888 N, 98.285277 O; 680 msnm). Se observó incidentalmente un ejemplar que se tenía en una jaula, fuera del muestreo realizado.

*Ciccaba nigrolineata* (nuevo registro).

- 18 de marzo de 2011. El Ocotál, Tlahuiltepa (20.919375 N, 98.969822 O; 1800 msnm). Se escuchó un individuo en un bosque mesófilo de montaña.
- 26 de junio de 2011. Entre San Isidro y San Francisco, Tenango de Doria (20.367346 N, 98.140158 O; 1150 msnm). Se escuchó un individuo en un bosque mesófilo de montaña.
- 27 de junio de 2011. La Palizada, Tenango de Doria (20.374798 N, 98.107386 O; 1119 msnm). Se escucharon dos individuos en un bosque mesófilo de montaña.
- 29 de julio de 2011. El Barco, Lolotla. Se escuchó y observó a un par de individuos, un adulto y un juvenil, en una selva mediana subperennifolia.

*Asio otus* (confirmación).

- 24 de febrero de 2011. Pijay, Nicolás Flores (20.775366 N, 99.183563 O; 1262 msnm). Se escuchó un individuo en un matorral espinoso tamaulipeco.
- 4 de abril de 2011. Entre Ojo de Agua y Mesa del Chilar, Pacula (21.069989 N, 99.300633 O; 1278 msnm). Se escuchó un individuo en un matorral espinoso tamaulipeco.

*Asio stygius* (nuevo registro).

- 3 de febrero de 2011. A 3 km de Pueblo Nuevo, Almoloya (19.747908 N, 98.265354 O; 2839 msnm). Se escuchó un individuo de manera intermitente por 2 min., a las 20:30 h, en un fragmento de bosque dominado por *Pinus ayacahuite* y *P. teocote*. Los registros más cercanos, en línea recta, están a 135 km al suroeste, en el Parque Nacional Lagunas de Zempoala, Estado de México (Chávez *et al.* 1996); a 160 km al sureste, en la hacienda El Mirador, Veracruz (GBIF 2011) y a 400 km al norte en la Reserva de la Biosfera El Cielo (Rodríguez-Ruiz y Herrera-Herrera 2009).



## **Impactos potenciales del cambio climático en la distribución de búhos en el estado de Hidalgo, México**

### **Resumen**

El cambio climático global (CCG) está generando alteraciones en las distribuciones de las especies, lo que podría tener un impacto importante sobre la biodiversidad. En este estudio se analizaron los impactos potenciales del CCG en la distribución de búhos en el estado de Hidalgo. Esto se realizó mediante la implementación de modelos de nicho ecológico, utilizando el programa MaxEnt 3.3.3., donde se calculó la distribución actual y futura de cada una estas especies en Hidalgo, implementando dos escenarios de CCG contrastantes (A2 y B2), tres modelos de circulación (CCCMA-CGCM2; CSIRO-MK2; HCCPR-HADCM3) y cuatro momentos en el tiempo (actual, 2020, 2050, 2800). Todos los modelos obtenidos fueron robustos ( $AUC \geq 0.8$ ), las variables relacionadas significativamente con la distribución actual de las especies analizadas fueron la oscilación diurna de la temperatura y la temperatura máxima del mes más cálido. Se estima que debido al CCG las áreas de distribución actuales de las especies de búhos podrían alterarse en los próximos años. Estos resultados varían de acuerdo con el escenario de CCG usado y los distintos años modelados. Se pronostica un aumento en la distribución de cinco especies, una reducción en 11 especies y sin cambios en dos especies. En el escenario A2a se predicen cambios más drásticos en la distribución de varias especies (con reducciones o aumentos) con relación al escenario B2a. Los modelos de CCG mostraron que para siete especies (*P. flammeolus*, *M. kennicottii*, *M. trichopsis*, *G. sanchezi*, *C. nigrolineata*, *A. stygius* y *A. flammeus*) se predice una reducción de su distribución  $> 50\%$  para el año 2080. Las especies más afectadas por el CCG serán *G. sanchezi* y *C. nigrolineata*. En el caso de *G. sanchezi*, se predice una reducción en su área de distribución  $> 85\%$  para el año 2080, desplazando su distribución hacia el sureste del estado. Para *C. nigrolineata*, se pronostica una declinación en su distribución  $> 80\%$  en ambos escenarios. Esta información podría ayudar a priorizar las políticas de conservación de las especies de búhos en el estado de Hidalgo e identificar sitios con alta riqueza de especies para su protección a largo plazo.

## Introducción

El cambio climático global (CCG) es definido como un cambio de clima atribuido directa o indirectamente a la actividad humana, que altera la composición de la atmósfera mundial y que se suma a la variabilidad natural del clima observado durante períodos comparables (IPCC 2002). Se tiene la certeza de que durante el periodo 1906-2005 hubo un incremento en la temperatura media de la atmósfera de la Tierra de 0.74°C, y se predice que la temperatura podría incrementarse entre 1.1 a 6.4 °C en los siguientes 100 años debido a causas antropogénicas (IPCC 2007). El CCG es reconocido actualmente como una de las amenazas más graves para la biodiversidad (Şekercioğlu *et al.* 2012), y es la causa principal de la declinación de diversas especies (Wake y Vredenburg 2008, Cahill *et al.* 2012, Barve *et al.* 2012), debido a que genera alteraciones en las variables abióticas (temperatura, precipitación, humedad, entre otros), que se ven reflejadas en aumentos o disminuciones de forma latitudinal o altitudinal en la distribución de las especies (Parmesan *et al.* 1999, Thomas *et al.* 2004, Hickling *et al.* 2005, Moritz *et al.* 2008).

También se han observado alteraciones en la fenología y distribución de las especies (Parmesan 1996, Peñuelas *et al.* 2002, Badeck *et al.* 2004, Menzel *et al.* 2006, Kauserud *et al.* 2008), cambios en las migraciones (Both *et al.* 2006, Jonzén *et al.* 2006, Robinson *et al.* 2009, Stanley *et al.* 2012), mortandad por estrés hídrico y calor (Allen *et al.* 2010, Barve *et al.* 2012), reducción en las áreas de distribución de las especies de zonas montañosas (Moritz *et al.* 2008, Rojas-Soto *et al.* 2012) y aumento en la distribución de especies invasoras y patógenos (Peterson y Shaw 2003, Martínez-Morales *et al.* 2010).

Una forma de anticipar los efectos del CCG es la implementación de modelos de nicho ecológico (MNE), los cuales relacionan la distribución geográfica conocida de las especies (datos de presencia o ausencia) con variables climáticas (actuales o futuras), caracterizando las condiciones ambientales donde las especies pueden potencialmente vivir (Kadmon *et al.* 2003, Peterson *et al.* 2006). Estas herramientas han demostrado un buen desempeño en predecir los efectos del CCG sobre la biodiversidad, debido a la implementación de modelos de circulación general de la atmósfera (MCG), que intentan

simular el sistema climático de la Tierra en años futuros (Peterson *et al.* 2004, Sinervo *et al.* 2010).

Las aves son un grupo pionero en el estudio del CCG, han sido ampliamente usadas en estos estudios ya que tienen una taxonomía bien conocida. Además, para estudiarlas se usan métodos sencillos de muestreo que generan respuestas rápidas y de bajo costo (Crick 2004, Şekercioğlu *et al.* 2012, Feria *et al.* 2013). Estas características han permitido que sea un grupo focal para el conocimiento del efecto del CCG (Feria *et al.* 2013). Sin embargo, hay algunos grupos de aves en los que se han realizado pocos estudios, tal como los búhos. Estas aves tienen un papel fundamental en el ecosistema, ya que son depredadores tope que presentan bajas densidades en sus poblaciones, regulan las poblaciones de sus presas (*e.g.* aves, mamíferos e insectos) y controlan algunas plagas potenciales para cultivos agrícolas o en ambientes naturales (Bildstein *et al.* 1998, Newton 2003). La mayoría de las especies de búhos necesitan amplias zonas de forrajeo y requieren áreas de bosque con poca perturbación, aunque algunas especies toleran la perturbación y son beneficiadas por la heterogeneidad del paisaje (Ricklefs y Schluter 1993, Rodríguez-Estrella *et al.* 1998). No obstante, por ser especies poco abundantes y con necesidad de territorios amplios, son vulnerables a cambios ambientales derivados de la perturbación antropogénica (Jullien y Thiollay 1996).

A pesar de su relevancia, pocos estudios se han enfocado en la relación que puede existir entre los búhos y el CCG (Peterson y Robins 2003, Monadjem *et al.* 2012). Se ha sugerido que los cambios en el clima podrían alterar las condiciones ambientales adecuadas para la sobrevivencia de algunos búhos (Pavón-Jordán *et al.* 2013), contraer o aumentar su distribución actual (Peterson y Robins 2003, Monadjem *et al.* 2012), crear competencia y desplazamientos entre especies (Peterson y Robins 2003), así como alterar la selección y preferencia de morfo-tipos en algunas especies (Karell *et al.* 2011). Por otra parte, el CCG podría ocasionar alteraciones en las poblaciones de animales presas de los búhos, tanto en cantidad como en diversidad en sus dietas (Thiam *et al.* 2008). Los búhos son dependientes de la cantidad y calidad de presas para poder reproducirse, si hay bajas densidades de

presas los búhos no se reproducen o disminuyen el número de huevos por puesta cuando el alimento escasea (Newton 2002, Pavón-Jordán *et al.* 2013).

En este estudio se analizaron los impactos potenciales del CCG en la distribución de búhos en el estado de Hidalgo, México. Se eligió una aproximación estatal porque es uno de los niveles en donde es posible implementar medidas de conservación y prevención, tanto biológicas como políticas (Illoldi-Rangel *et al.* 2008). El estado de Hidalgo presenta una alta heterogeneidad fisiográfica, haciéndolo una entidad con alta diversidad biológica, ya que en distancias relativamente cortas existen zonas templadas, áridas, subtropicales y tropicales (Delgado y Márquez 2006). Esto se ve reflejado en el número de aves registradas en el estado, siendo superior a 500 especies (Martínez-Morales *et al.* 2007, Valencia-Herverth *et al.* 2012b), de las cuales se ha documentado la presencia de 18 especies de búhos (Valencia-Herverth *et al.* 2012a).

En este capítulo se plantearon las siguientes preguntas: 1) ¿qué factores ambientales están relacionados con la distribución actual de cada una de las especies de búhos en el estado de Hidalgo?; 2) ¿cómo se podría ver modificada la distribución futura de los búhos en Hidalgo, considerando el CCG para los años 2020, 2050 y 2080?; 3) ¿cómo será la distribución de cada especie considerando distintos escenarios de CCG y tres Modelos de Circulación General Atmosférica (MGC)? Conocer la respuesta a estas preguntas podría ayudar a priorizar las políticas de conservación para las especies de búhos que puedan ser vulnerables al CCG en el estado de Hidalgo.

## **Materiales y Métodos**

### *Área de estudio*

El estado de Hidalgo se ubica en el centro-este de México (19°35'52'' - 21°25'00'' N y 97°57'27'' - 99°51'51'' O), tiene una extensión territorial de 20905 km<sup>2</sup> (1.1% de México) y presenta altitudes que van desde los 18 a 3490 m s.n.m. (INEGI 2005, Martínez-Morales *et al.* 2007). En Hidalgo se encuentra cuatro provincias biogeográficas: Altiplano Mexicano, Eje Volcánico Transmexicano, Golfo de México y Sierra Madre Oriental

(CONABIO 1997, Morrone 2005), además de seis ecorregiones (bosques de coníferas y encino de la Faja Volcánica Transmexicana, bosques de coníferas y encinos de la Sierra Madre Oriental, bosque mesófilo de montaña de Veracruz, matorrales xerófilos del sur de la Meseta Central, selvas húmedas de la Planicie Costera de Veracruz y selvas secas de la Planicie Costera de Tamaulipas) (INEGI, CONABIO e INE 2008). En Hidalgo, se han registrado 17 tipos de vegetación (Velázquez *et al.* 2002), siendo el matorral xerófilo el que tiene una mayor extensión en el estado (12.17%). Se encuentran tres tipos de clima, el cálido y semicálido con temperaturas medias de 18-26°C, presente hacia el noreste del estado; el templado húmedo y subhúmedo, con temperaturas medias de 12-18 °C, presente en las zonas montañosas; y el árido y semiárido con temperaturas promedio entre los 12-22 °C, en zonas del oeste y centro del estado.

En el estado se distribuyen 18 especies de búhos (Valencia-Herverth *et al.* 2012a; Olivares y Zuria 2013), de las cuales 14 especies son residentes (*Tyto alba*, *Megascops kennicottii*, *M. asio*, *M. trichopsis*, *M. guatemalae*, *Bubo virginianus*, *Glaucidium gnoma*, *G. sanchezi*, *G. brasilianum*, *Athene cunicularia*, *Ciccaba virgata*, *C. nigrolineata*, *A. stygius* y *Aegolius acadicus*), cuatro son migratorias neotropicales (*Micrathene whitneyi*, *A. cunicularia*, *Asio otus* y *A. flammeus*), y una especie es transitoria (*Psiloscops flammeolus*). Se encuentra presente una especie endémica (*G. sanchezi*) y dos especies cuasi-endémicas (*P. flammeolus* y *M. whitneyi*) para México. A nivel nacional, una especie se considera en peligro de extinción (*G. sanchezi*), dos en la categoría de amenazada (*C. nigrolineata* y *A. stygius*) y tres como sujeta a protección especial (*M. asio*, *A. cunicularia* y *A. flammeus*) según la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT 2010); la mayor diversidad de especies de búhos se encuentra en los bosques de pino y encino de la entidad, ambos con 11 especies (Valencia-Herverth *et al.* 2012a).

#### *Registros y variables consideradas*

Se generó una base de datos a nivel regional, considerando la distribución total de las cuatro provincias biogeográficas que incurren en el estado de Hidalgo. La recopilación de los registros se realizó mediante revisión de literatura especializada, consulta de bases de datos electrónicas (*e.g.* CONABIO 2009, GBIF 2011, UNIBIO 2011) y trabajo de campo

realizado en el estado de Hidalgo (Valencia-Herverth *et al.* 2012a). Para geo-referenciar las localidades se utilizó el programa Global Gazetteer 2.2 ([www.fallingrain.com/world](http://www.fallingrain.com/world)), Google Earth (<http://www.google.com/earth/index.html>) y un dispositivo Garmin GPSMAP 76. Se obtuvo un total de 2596 registros independientes (*i.e.* coordenadas únicas con al menos 1 km de separación), pertenecientes a las 18 especies de búhos que se distribuyen en Hidalgo (Anexo I). Para el análisis de la distribución potencial y futura sólo se consideraron a especies que tuvieran más de 15 registros independientes.

Para la obtención de los MNE actuales, se utilizaron 19 variables bioclimáticas obtenidas del proyecto WorldClim 1.4 (Anexo II, Hijmans *et al.* 2005). Se usaron proyecciones para los años 2020, 2050 y 2080, tomando como base tres MCG ampliamente usados (CCCMA-CGCM2; CSIRO-MK2; HCCPR-HADCM3) y dos escenarios de emisión de CO<sup>2</sup> (A2a [emisiones de intermedias a altas] y B2a [emisiones de intermedias a bajas]), que se derivan de la 3ª evaluación realizada por el Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC 2001).

El escenario A2a considera un mundo muy heterogéneo, donde el desarrollo económico está orientado a nivel regional. El crecimiento económico per cápita y el cambio tecnológico son más lentos que en otros escenarios. Asume un aumento constante de la población humana, degradación y pérdida de bosques. Las concentraciones globales de CO<sup>2</sup> presentara incrementos de 380 ppm (partes por millón) en el año 2000 a 700 ppm en el año 2080. En este escenario se predicen aumentos globales de temperatura de 0.86 °C para el año 2020 a 3.21 °C para el año 2080 (Arnell *et al.* 2004, IPCC 2007).

El escenario B2a describe un mundo con soluciones económicas locales, sustentabilidad social, económica y ambiental. El desarrollo económico será intermedio y los cambios tecnológicos son lentos pero más diversos que en otros escenarios (B1 y A1). Se suponen incrementos constantes en la población humana (a un ritmo menor que en el escenario A2), la sociedad está orientada hacia la protección ambiental. Las concentraciones globales de CO<sup>2</sup> podrían aumentar de 380 ppm en el año 2000 a 550 ppm en el año 2080. En este escenario se predicen aumentos globales de temperatura de 0.91 °C

para el año 2020 a 2.40 °C para el año 2080 (Arnell *et al.* 2004, IPCC 2007). El escenario A2a se asocia con los cambios más abruptos en la población humana y en el aumento en los niveles de CO<sup>2</sup>, por lo tanto, los resultados bajo este escenario deben de ser vistos como “el escenario más severo”.

Todas las variables climáticas actuales y futuras se utilizaron con una resolución espacial de 0.0083 ° (~ 1 km<sup>2</sup>). Estas variables fueron recortadas tomando como base las provincias biogeográficas presentes en el estado de Hidalgo. Los modelos obtenidos a nivel de provincias biogeográficas se recortaron a nivel estatal para su análisis.

#### *Distribución potencial*

Los modelos de nicho ecológico (MNE) se realizaron con el programa MaxEnt 3.3.3 (<http://www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent/>), el cual ha sido evaluado y se ha demostrado que puede ser más preciso que otros programas (*e.g.* GAM, GLM, GARP), principalmente con tamaños de muestra pequeños (Elith *et al.* 2006). Este método estima la distribución de probabilidad de máxima entropía (es decir, la más cercana a la uniformidad), sujeta a la condición de que el valor esperado de cada variable ambiental, según esta distribución, coincide con su media empírica (Phillips *et al.* 2006). Esto permite hacer predicciones en condiciones diferentes (climáticas, geográficas, entre otras), proyectando los valores de los datos iniciales (año actual), sobre un nuevo contexto climático en años futuros (Pearson *et al.* 2007, Cuervo-Robayo y Monroy-Vilchis 2012).

Para estimar los MNE se mantuvo la configuración predeterminada por el programa MaxEnt (multiplicador de regularización = 1; número máximo de puntos de fondo = 10000; número máximo de repeticiones = 500; límite de umbral = 10<sup>-5</sup>; valor  $\beta$  de regularización = auto) para todos los modelos (como sugerido por Phillips *et al.* 2006). Se utilizaron el 70% de los datos para generar los modelos de distribución potencial y el 30% restante para realizar la evaluación de cada modelo; el formato de salida del modelo fue el logístico, ya que es el más fácil de interpretar (Marmion *et al.* 2009). Se consideraron como MNE robustos los que presentaron valores superiores o iguales a 0.8 en el área bajo la curva

(AUC), obtenida a partir de la evaluación de los modelos por medio de las curvas ROC (Pearson *et al.* 2006, 2007, Marmion *et al.* 2009).

Para evaluar la importancia de cada variable climática se utilizó la prueba de Jackknife en cada uno de los modelos utilizados, la cual es una prueba estadística no paramétrica de re-muestreo sin remplazo, y es una técnica que se basa en tomar diferentes sub-muestras de una muestra dada, para hacer una estimación de un parámetro en cada una de ellas. Luego, relacionando todas las estimaciones, se obtiene un nuevo estimador, que con frecuencia tiene mejores propiedades que el estimador inicial (Valencia y Mesa 2009). Se utilizaron los valores de la ganancia regularizada de entrenamiento de Jackknife (Jackknife of regularized training gain), en el cual se obtienen los valores de las variables para cada especie, estos valores están dados en grados Celsius en el caso de variables de temperatura, y en milímetros para variables de precipitación.

Los modelos generados se convirtieron a mapas binarios (presencia = 1; ausencia = 0) de distribución potencial, estableciendo una línea de corte utilizando el valor del décimo percentil, es decir, el 90% de los puntos están contenidos dentro del área predicha (Pearson *et al.* 2007, Tinoco *et al.* 2009, Morueta-Holme *et al.* 2010). Se generaron 18 modelos de distribución actual y 324 de distribución futura, es decir 19 modelos por especie (uno actual y los demás futuros). El área de distribución actual y futura para cada una de las especies fue calculada con base en los mapas binarios considerando únicamente los píxeles con valores de presencia, equivaliendo cada píxel a 1 km<sup>2</sup> aproximadamente. Se calcularon los valores de área ganada, perdida y conservada por medio de álgebra de mapas en el programa Arc View (ESRI 1999).

#### *Análisis de datos*

Los valores promedio obtenidos mediante la técnica de Jackknife para los modelos actuales se usaron en un análisis de conglomerados (cluster análisis), para agrupar a las especies con afinidad climática. El análisis de conglomerados se realizó mediante el método de agrupamiento conocido como pares de grupos no ponderados usando la media aritmética (UPGMA), la afinidad entre especies se define simplemente por sus promedios, calculando



la asociación mediante una matriz de distancias (similitud) con el índice de Bray-Curtis. Este índice concede un importante peso a los altos valores, ya que en su expresión el numerador incluye la diferencia entre los atributos (Stralberg *et al.* 2009), estos análisis se realizaron en el programa PAST 2.17 (Hammer *et al.* 2001). Los valores de los modelos de cambio climático obtenidos a partir de los tres MCG se promediaron para obtener un solo valor de áreas estimadas y de cada variable bioclimática (Araújo y New 2007).

## Resultados

### *Influencia de temperatura y precipitación en la distribución actual de búhos*

Los MNE de distribución actual y futura presentaron altos valores de  $AUC \geq 0.8$ . Los modelos de diez especies (*P. flammeolus*, *M. kennicottii*, *M. asio*, *G. gnoma*, *G. sanchezi*, *G. brasilianum*, *M. whitneyi*, *C. virgata*, *C. nigrolineata* y *A. acadicus*) presentan una alta capacidad predictiva ( $AUC > 0.9$ ) y los modelos de ocho especies (*T. alba*, *M. trichopsis*, *M. guatemalae*, *B. virginianus*, *A. cunicularia*, *A. otus*, *A. stygius* y *A. flammeus*) muestran valores de AUC entre 0.89 y 0.8.

Los MNE por especie pueden ser asociados a variables bioclimáticas individuales o a grupos de ellas (Anexo III). Considerando cada variable bioclimática por separado (prueba de Jackknife), los resultados indican que las variables más relacionadas con la distribución actual de las especies analizadas fueron: la oscilación diurna de la temperatura, que se relacionó con la distribución de siete especies (*M. trichopsis*, *M. guatemalae*, *G. gnoma*, *G. sanchezi*, *G. brasilianum*, *M. whitneyi* y *C. virgata*); la temperatura estacional, la cual influyó en la distribución de dos especies (*T. alba* y *M. asio*); y la temperatura máxima del mes más cálido correspondió con cuatro especies (*P. flammeolus*, *A. stygius*, *A. flammeus* y *A. acadicus*). En las cinco especies restantes, las variables relacionadas con la distribución fueron diversas. Por ejemplo, la temperatura promedio del cuatrimestre más seco se relacionó con *M. kennicottii*, la oscilación anual de la temperatura con *B. virginianus*, la precipitación del cuatrimestre más cálido con *A. cunicularia*, la precipitación del cuatrimestre más frío con *C. nigrolineata*, y la precipitación del mes más seco con *A. otus*.

Al agrupar a las especies considerando los conjuntos de variables climáticas generados por los modelos se pueden identificar seis grupos de especies (A, B, C, D, E y F; Fig. 1). En el grupo B influyó la oscilación anual de la temperatura, la temperatura promedio anual y precipitación del cuatrimestre más húmedo, que se vincularon con cuatro especies, dos especies migratorias (*M. whitneyi*, *A. otus*), una especie residente (*T. alba*) de amplia distribución y una especie (*A. cunicularia*) con poblaciones residentes y migratorias. En los grupos C, D y E la mayoría de las especies fueron residentes. En el grupo C intervinieron variables como la temperatura máxima del mes más cálido, la temperatura promedio del cuatrimestre más cálido y la temperatura promedio del cuatrimestre más húmedo, en este grupo estuvieron *M. kennicottii*, *M. trichopsis*, *G. gnoma*, *A. stygius* y *A. flammeus* (Fig. 1, Anexo III). La distribución de especies en el grupo D estuvo determinada por la oscilación diurna de la temperatura, la precipitación anual y la precipitación del mes más seco, donde se integraron cinco especies (*M. asio*, *M. guatemalae*, *G. sanchezi*, *G. brasilianum*, *C. virgata*). La distribución de especies en el grupo E, estuvo relacionada con la temperatura promedio del cuatrimestre más seco y la temperatura promedio anual; en este grupo se encuentran *P. flammeolus* y *A. acadicus*. Por último, los grupos A y F presentaron una especie (*B. virginianus* y *C. nigrolineata*, respectivamente); en el caso de *B. virginianus* la variable asociada fue la temperatura promedio anual y para *C. nigrolineata* influyó la precipitación anual (Anexo III).

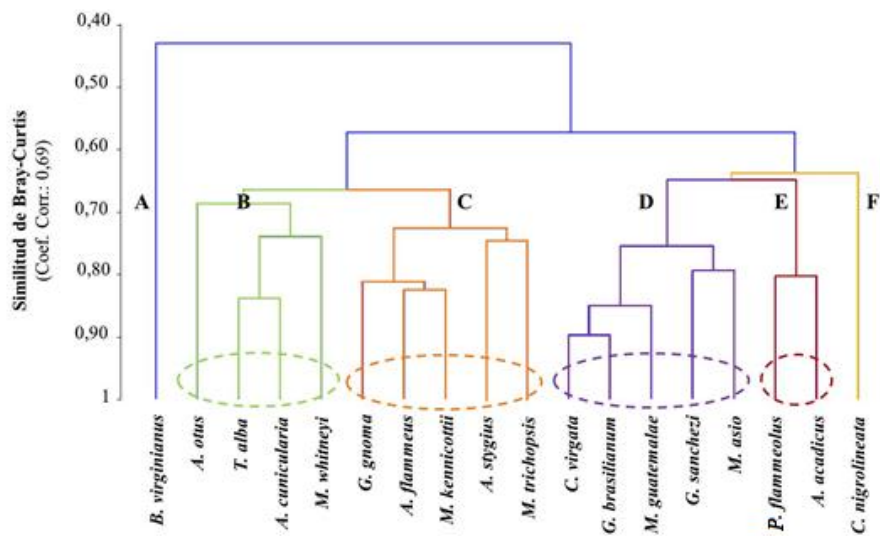


Figura 1. Análisis de conglomerados utilizando variables bioclimáticas obtenidas de los modelos de nicho de cada una de las especies de búhos presentes en el estado de Hidalgo. Se muestran seis agrupaciones de especies (indicadas con letras) que tienen semejanzas bioclimáticas en su distribución actual.

### Áreas de distribución futura de los búhos por el CCG

Las áreas de distribución potencial de las especies de búhos varían dependiendo del año y del escenario de cambio climático usado (Fig. 2). Considerando esto, se podrían presentar especies que reducirían su distribución actual, algunas permanecerían sin cambios abruptos y otras posiblemente pudieran ampliar su distribución (las áreas y porcentajes de cambio por especie se muestran en los Anexos IV, V y VI).

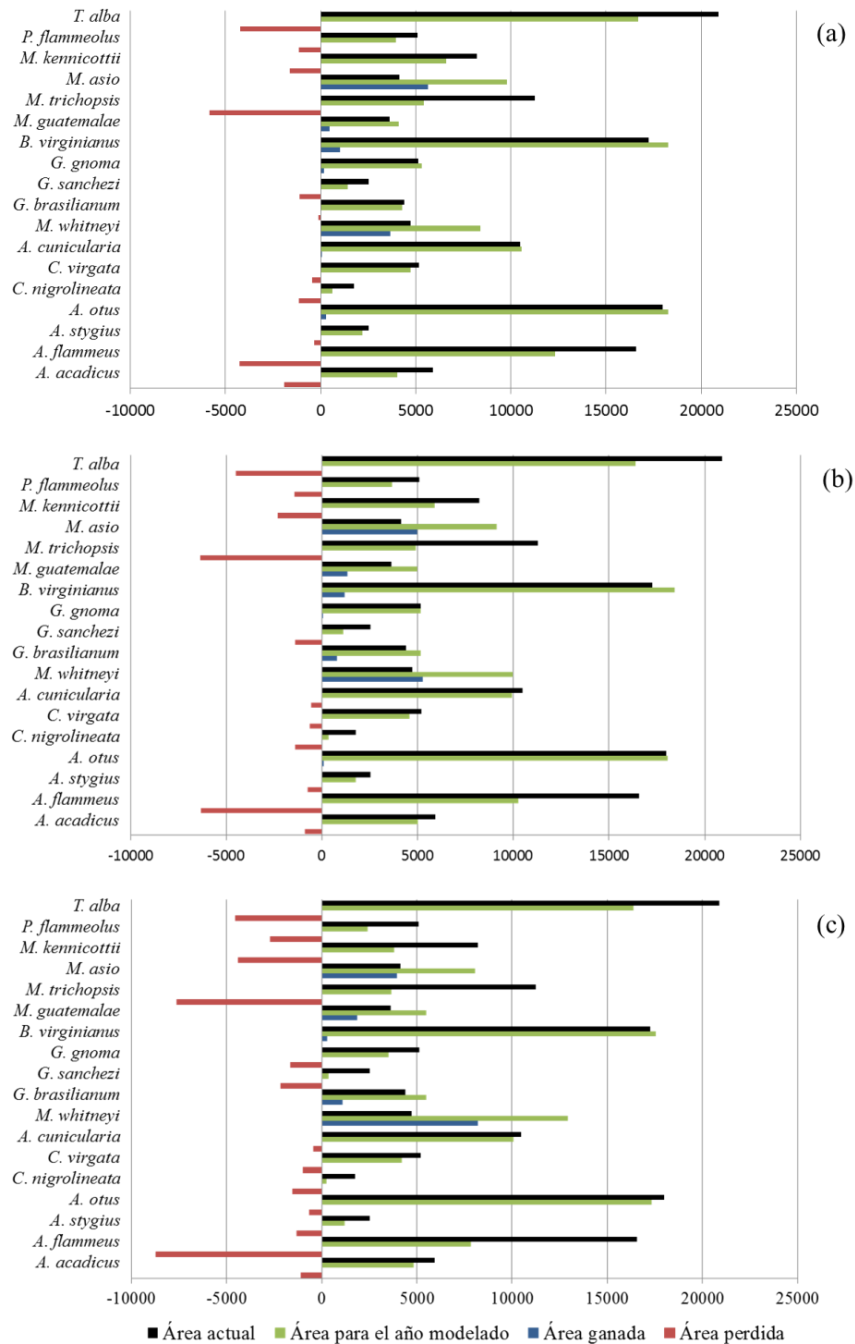


Figura 2. Áreas de distribución estimadas para 18 especies de búhos bajo el escenario A2a y distintos años modelados. Las barras en negro señalan el área actual, en verde el área para los años 2020 (en sección a), 2050 (en sección b) y 2080 (en sección c), en azul el área ganada y en rojo el área perdida.

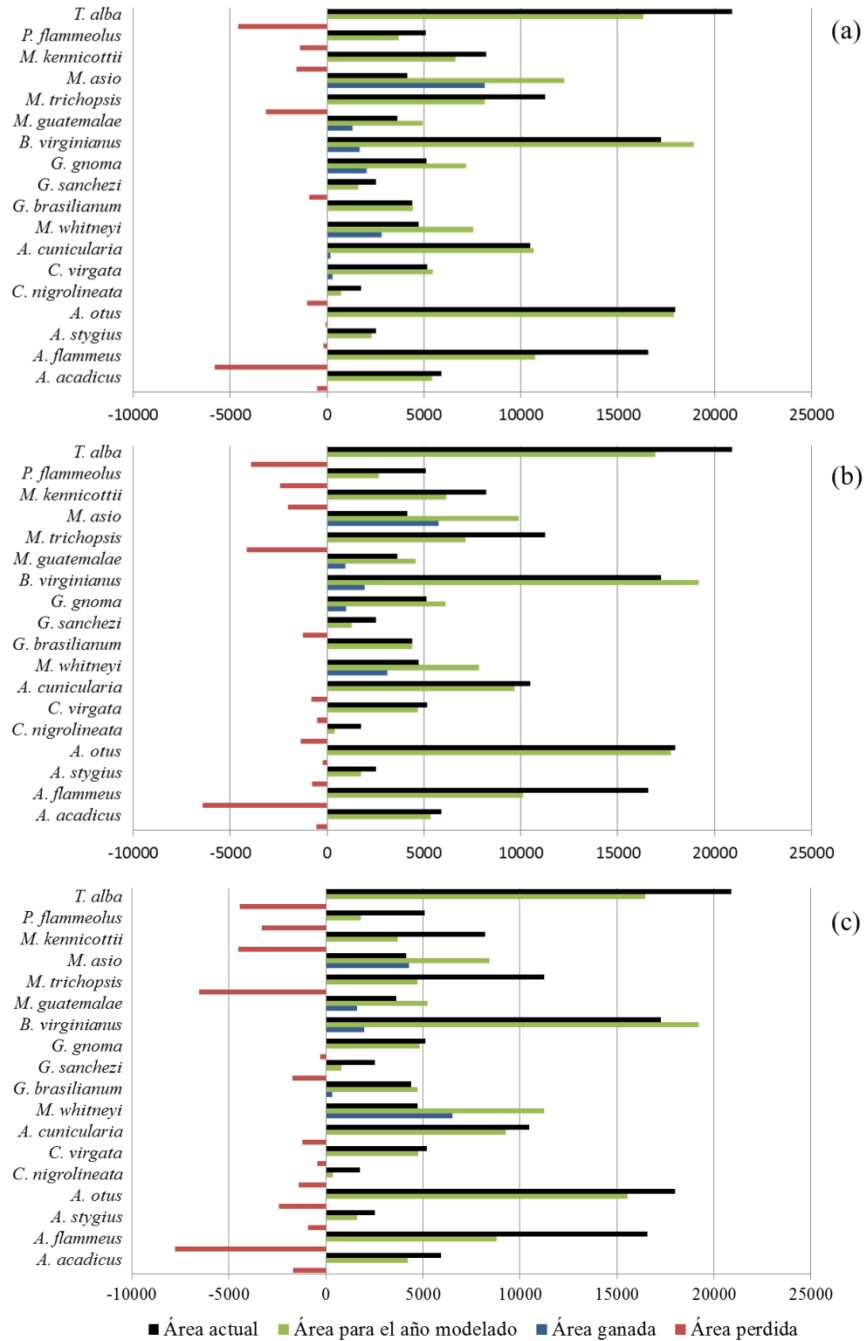


Figura 3. Áreas de distribución estimadas para 18 especies de búhos bajo el escenario B2a y distintos años modelados. Todo lo demás igual que en la Figura 2.

Se pronostica una reducción en las áreas de distribución actuales de 11 especies (*T. alba*, *P. flammeolus*, *M. kennicottii*, *M. trichopsis*, *G. sanchezi*, *C. virgata*, *C. nigrolineata*, *A. otus*, *A. stygius*, *A. flammeus* y *A. acadicus*), lo cual se presentará en ambos escenarios de emisión de CO<sub>2</sub> (A2a y B2a), siendo más intenso en el escenario A2a. Estas reducciones en

las áreas de distribución serán de manera paulatina en los años futuros (2020, 2050 y 2080), siendo mayor en el año 2080 (Anexo VI). La pérdida de área de distribución ocurriría de distinta manera. En cuatro especies (*T. alba*, *C. virgata*, *A. otus* y *A. acadicus*) se estima que en el año 2080 pudieran presentar una reducción  $\geq 30\%$  de su distribución actual; en las otras siete especies (*P. flammeolus*, *M. kennicottii*, *M. trichopsis*, *G. sanchezi*, *C. nigrolineata*, *A. stygius* y *A. flammeus*) los modelos predicen que podrían reducir su distribución actual en más del 50% para el año 2080 (Anexo VI). Un ejemplo de esto último es *G. sanchezi* (Fig. 3), la cual presenta una distribución actual de 2531 km<sup>2</sup>; sin embargo, para el escenario A2a se pronostica que se reducirá a 1446.95 km<sup>2</sup> en el año 2020 (perdiendo un 46.78% y ganando 3.91%), a 1103.67 km<sup>2</sup> en el 2050 (perdiendo el 59.38 y ganando 2.99%) y a 368.08 km<sup>2</sup> para el 2080 (perdiendo un 85.23% y ganando 0.58%; Fig. 4). En el escenario B2a, se pronostica que habría una disminución en su área de distribución a 1623.97 km<sup>2</sup> en el año 2020 (perdiendo un 42.39% y ganando un 6.58%), a 1270.22 km<sup>2</sup> en el 2050 (perdiendo 54.69% y aumentando un 4.88%) y a 791.77 km<sup>2</sup> para el año 2080 (perdiendo el 70.52% y ganando un 1.82%; Fig. 4).

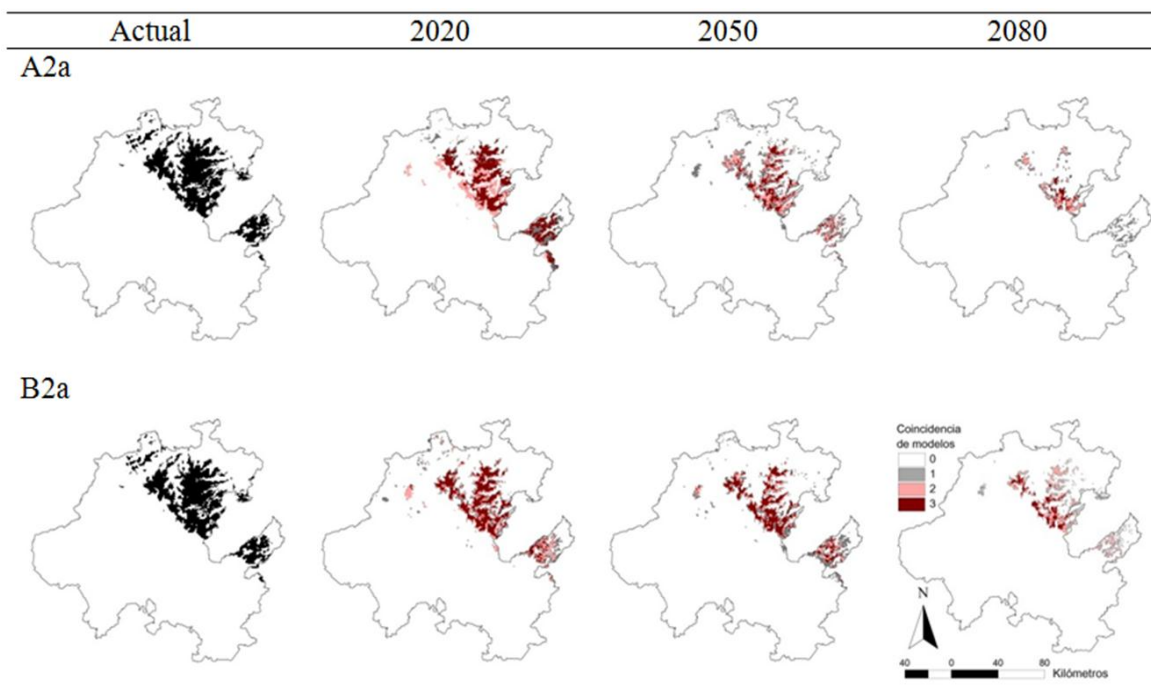


Figura 4. Distribución potencia actual y futura (años 2020, 2050, 2080) predicha para *G. sanchezi*, bajo diferentes escenarios de emisión de CO<sub>2</sub> (A2a y B2a). En tonalidades de negro se muestran la distribución potencial actual, en rojo las coincidencias de los tres MCG analizados (CCCMA-CGCM2; CSIRO-MK2; HCCPR-HADCM3), en rosa se indica la coincidencia de al menos dos modelos, en gris señala el área de distribución predicha por un sólo modelo y en blanco se presentan las áreas donde ningún modelo predijo la presencia de la especie.

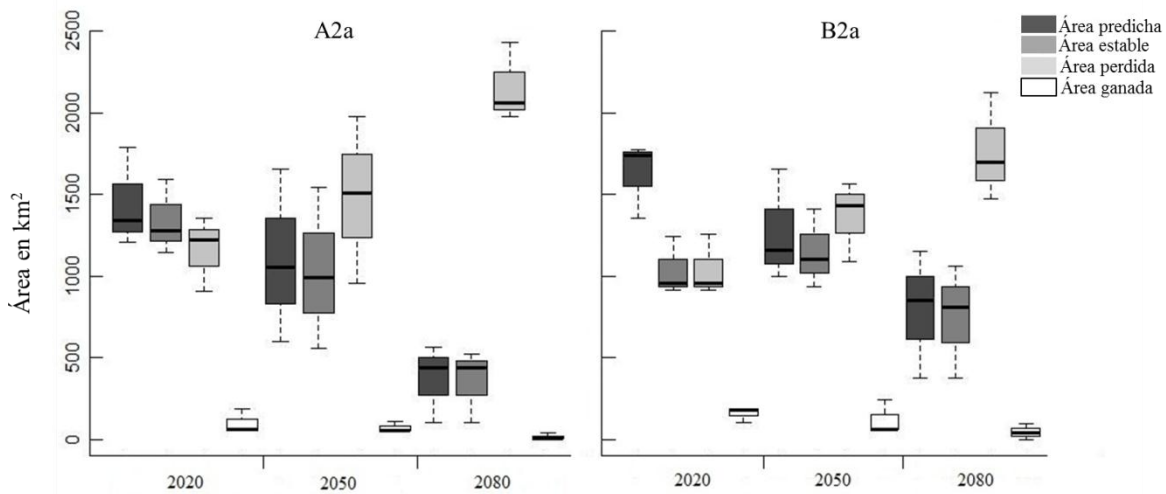


Figura 5. Área (km<sup>2</sup>) de distribución pronosticada para *G. sanchezi* en los años 2020, 2050 y 2080. Los valores mostrados se basan en tres MCG (CCCMA-CGCM2; CSIRO-MK2; HCCPR-HADCM3) y dos escenarios de cambio climático (A2a y B2a). En ambos gráficos se señalan el área estimada para cada año (caja negra), el área estable (gris oscuro), área pérdida (gris claro) y el área ganada (blanco). En los gráficos la línea sólida representa la mediana, los bordes de la caja son los cuartiles y los bigotes nos muestran los valores máximos y mínimos.

En el caso de cinco especies (*M. asio*, *M. guatemalae*, *B. virginianus*, *G. brasilianum*, *M. whitneyi*) se predice un aumento en su distribución, en ambos escenarios (A2a y B2a). Sin embargo, estos aumentos en la distribución de estas especies son distintos, por un lado hay especies (*B. virginianus*, *G. brasilianum*) que aumentarán < 50% de su distribución y otras especies (*M. asio*, *M. guatemalae*, *M. whitneyi*) que tendrán un aumento > 50% en su distribución hacia el año 2080 (Anexo VI). Por ejemplo, *M. guatemalae* (Fig. 5), presenta una distribución actual de 3624.04 km<sup>2</sup>, en el escenario A2a se pronostica que aumentará a 4113.09 km<sup>2</sup> en el año 2020 (perdiendo el 26.32% y ganando un 39.81%), a 4966.79 km<sup>2</sup> en el 2050 (disminuyendo un 15.23% y ganando el 52.67%) y a 5,504.29 km<sup>2</sup> en el 2080 (perdiendo un 9.54% y aumentando el 60% de su área original; Fig. 6). En el escenario B2a, para el 2020 se estima un aumento a 4942.42 km<sup>2</sup> (perdiendo un 15.93% y aumentando el 53.31%), una reducción a 4574.05 km<sup>2</sup> para el 2050 (perdiendo el 17.67% y aumentando un 43.89% de su distribución actual) y un aumento a 5222.49 km<sup>2</sup> para el 2080 (perdiendo un 9.11% y aumentando un 53.22% del área original; Fig. 6).

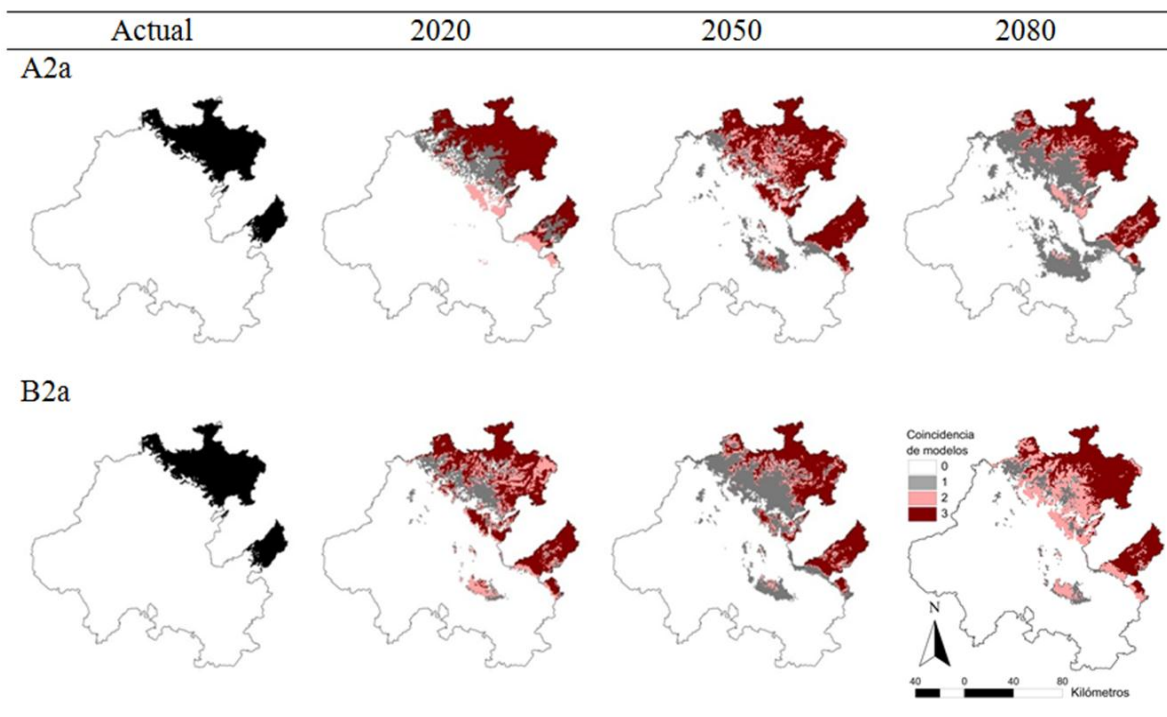


Figura 6. Distribución potencia actual y futura (años 2020, 2050, 2080) predicha para *M. guatemalae*, bajo diferentes escenarios de emisión de CO<sub>2</sub> (A2a y B2a). Todo lo demás igual que en la Figura 4.

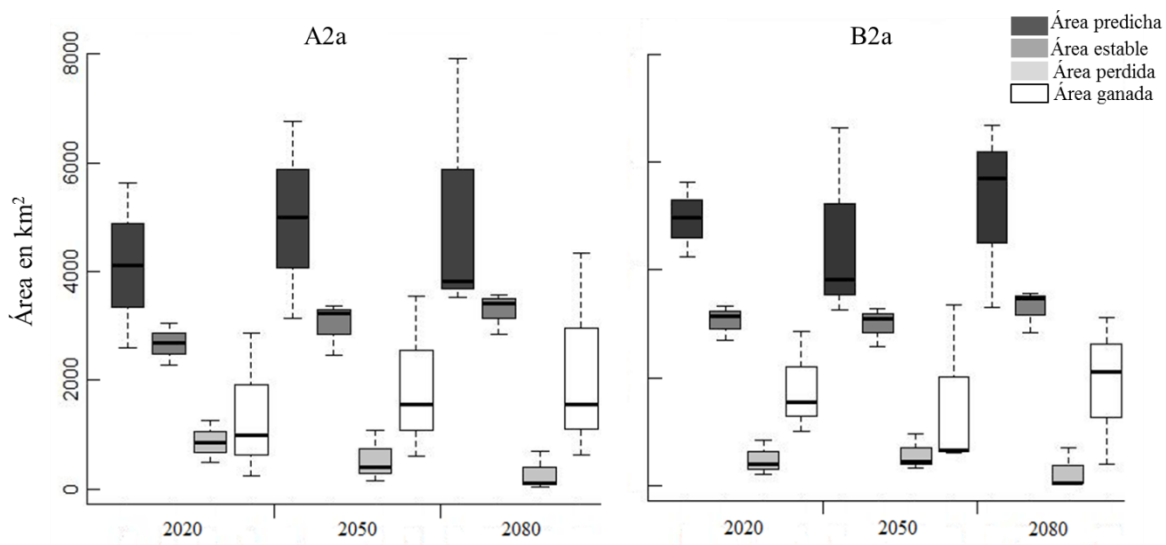


Figura 7. Área (km<sup>2</sup>) pronosticada para *M. guatemalae* en los años 2020, 2050 y 2080. Todo lo demás igual que en la Figura 5.

Para dos especies (*G. gnoma* y *A. cunicularia*) los cambios en su distribución no son totalmente claros, debido a que los modelos presentan contracciones y expansiones en diferentes años (Anexo VI). En el caso de *G. gnoma* hay un aumento en la distribución para

el año 2020 del 4% para el escenario A2a y de 40% para el escenario B2a, posteriormente para el año 2080 se predice una contracción > 30% de su distribución actual, en ambos escenarios. En el caso de *A. cunicularia*, podría presentar para el año 2020 un aumento > 20% en su distribución en ambos escenarios (A2a y B2a). Sin embargo, para los siguientes años se muestra una disminución en la distribución de esta especie, para el año 2050 se pronostica una reducción del > 25% y para el año 2080 > 30%, en los dos escenarios de cambio climático.

## **Discusión**

Los resultados obtenidos en este estudio permiten suponer que las especies de búhos estudiadas presentarán respuestas variadas al efecto del CCG, contrayendo (11 especies), expandiendo (cinco especies), o manteniendo sus distribuciones (dos especies). Esto concuerda con los resultados presentados para otros estudios con aves en México (Peterson *et al.* 2001, 2002, Lara *et al.* 2012), ya que también han obtenido resultados donde se presentan especies que pueden ganar o perder en su distribución actual. A continuación, a manera de ejemplos, se discutirán casos particulares de especies que contraen, expanden o mantienen su distribución.

Las especies que según las predicciones y posiblemente se verán más afectadas por el CCG son *P. flammeolus*, *M. kennicotti*, *M. trichopsis* y *G. sanchezi*. Los modelos utilizados indican que estas especies reducirán > 50% su distribución en el año 2080. Estas especies se distribuyen principalmente en bosques templados de coníferas, encino y mesófilo, a una altitud superior a los 1000 m s.n.m. Además, se caracterizan por tener tamaños corporales pequeños (rango 14-24 cm), son de dieta especializada (principalmente en insectos y otros artrópodos; Duncan 2003, König y Weick 2008, Mikkola 2012), y se encuentran en alguna categoría de endemismo (*G. sanchezi* y *P. flammeolus*). Diferentes autores (Manne y Pimm 2001, Thomas *et al.* 2004, Moritz *et al.* 2008, Monadjem *et al.* 2012), han sugerido que las aves de distribución restringida, con alta especificidad de hábitat, dieta especializada y con bajas abundancias son las más propensas a declinar (Şekercioğlu 2012); estas características las cumplen en general las cuatro especies



señaladas. Otro factor que podría afectar a estas especies de distribución restringida es la llegada de otras especies de búhos a su área de distribución (colonización de nuevas áreas), ya que estas nuevas especies podrían competir por recursos alimenticios y áreas de anidamiento (Peterson y Robins 2003).

Otras especies de mayor tamaño que también podrían declinar en el futuro son *C. nigrolineata*, *A. stygius*, y *A. flammeus*. Cada una de estas especies tiene características particulares que podrían influir en su distribución futura. Por ejemplo, *C. nigrolineata*, es una especie rara que presentan tasas bajas de reproducción, se encuentran en bosques con poca perturbación ( $\geq 400$  ha; Gerhardt *et al.* 1994, König y Weick 2008, Mikkola 2012) y su distribución más septentrional se presenta en el sur del estado de San Luis Potosí y el noreste de Hidalgo (Howell y Webb 1995, Valencia-Herverth *et al.* 2012a). Estas condiciones, aunadas a que por el sólo hecho del CCG se pronostica una declinación en su distribución mayor al 80% en ambos escenarios de CCG, podrían determinar que su distribución sea aún más reducida para el año 2080. En el futuro, su área de distribución se pudiera presentar en el sur del estado sólo si se conservan hábitats favorables en la Sierra Otomí-Tepehua.

Una especie de preocupación mayor es *G. sanchezi*. Esta especie es endémica de México, está considerada como en peligro de extinción por la legislación mexicana (SEMARNAT 2010) y tiene una distribución muy restringida, además, se conoce poco de su biología. Se distribuye principalmente en bosques mesófilos del noreste de la Sierra Madre Oriental, y su mayor área de distribución se encuentra en el estado de Hidalgo (König y Weick 2008, Martínez-Morales 2008, Mikkola 2012 y Valencia-Herverth *et al.* 2012). En este estudio se estima que esta especie podría reducir su área de distribución en el estado en más de 85% para el año 2080 y presentar desplazamientos en su distribución hacia el suroeste del estado de Hidalgo, hacia regiones boscosas de Zacualtipán, Sierra Otomí-Tepehua y bosques de Huayacocotla, Veracruz. Sin embargo, los bosques mesófilos de Huayacocotla están siendo sometidos a un intenso cambio de uso de suelo, principalmente por ganadería y agricultura, así como por la urbanización de la zona y la sustitución de vegetación original por monocultivos de *Pinus patula* (Juárez 2008). Si las

predicciones hechas en este estudio se confirman, las zonas indicadas deben ser prioritarias para la conservación y tener planes de manejo a largo plazo para garantizar la conservación de esta especie.

Por otra parte, según los resultados de este estudio, el CCG podría favorecer a cinco especies: *M. asio*, *M. guatemalae*, *B. virginianus*, *G. brasilianum*, *M. whitneyi*. Los modelos indican que estas especies podrían presentar una tendencia a expandir su distribución. Esta expansión ocurrirá sólo si estas especies se adaptan al CCG y presentan una alta capacidad de dispersión (Vos *et al.* 2008, Feria *et al.* 2011). Para *M. guatemalae* y *G. brasilianum*, el incremento en su distribución posiblemente sea hacia los bosques mesófilos, los cuales se pronostica que se reducirían si el aumento de la temperatura continúa (Rojas-Soto *et al.* 2012). Para *M. asio*, *B. virginianus* y *M. whitneyi* se espera que los incrementos se den principalmente hacia el sur y norte del estado. De ocurrir, estos aumentos se darán paulatinamente para el año 2080.

En el caso de *G. gnoma* y *A. cunicularia*, los cambios en las distribuciones para los años modelados no son totalmente claros. Para *G. gnoma* se estiman un aumento en la distribución para el año 2020, y posteriormente habrá una disminución paulatina hacia el año 2080, en ambos escenarios de cambio climático. Sin embargo, en el escenario B2a será más favorable, prediciendo una mayor área de distribución para los años modelados a futuro que en la actualidad. Para *A. cunicularia* se espera que más del 60% del área de distribución de esta especie se mantenga estable en años futuros, teniendo las mayores fluctuaciones de distribución hacia el año 2080, donde se podrían presentar disminuciones menores al 40% de su distribución, también se pronostica un incremento menor del 30% de la distribución de esta especie en nuevos sitios del estado de Hidalgo. Estas variaciones en el rango de esta especie podrían concordar con las tendencias actuales en Norteamérica, ya que se reportan reducciones en los rangos de distribución en el centro-oeste de Estados Unidos y Canadá (Holroyd *et al.* 2001, 2009).

En resumen, en este estudio se predice, para el año 2080, la disminución del área de distribución de 11 de 18 especies de rapaces nocturnas que ahora habitan en el estado de

Hidalgo. Se identificaron siete especies asociadas principalmente a bosques templados, que son vulnerables al cambio climático en el estado. En sentido inverso, cinco especies podrían aumentar su área de distribución. Estas últimas especies habitan principalmente zonas tropicales y semiáridas. Aparentemente las especies que pudieran ser más perjudicadas por el CCG serán las de distribución restringida y con hábitats específicos. Es posible que la información generada en este estudio ayude a generar políticas de conservación que permitan garantizar la protección a largo plazo de las distintas especies de búhos presentes en el estado de Hidalgo.

### **Literatura citada**

- Allen, C.D., A.K. Macalady, H. Chenchouni, D. Bachelet, N. McDowell, M. Vennetier, T. Kitzberger, A. Rigling, D.D. Breshears, E.H. Hogg, P. González, R. Fensham, Z. Zhang, J. Castro, N. Demidova, J.-H. Lim, G. Allard, S.W. Running, A. Semerci, y N. Cobb. 2010. A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management* 259:660–684.
- Araújo, M.B., y M. New. 2007. Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in Ecology & Evolution* 22:42–7.
- Arnell, N.W., M.J.L. Livermore, S. Kovats, P.E. Levy, R. Nicholls, M.L. Parry, y S.R. Gaffin. 2004. Climate and socio-economic scenarios for global-scale climate change impacts assessments: characterising the SRES storylines. *Global Environmental Change* 14:3–20.
- Badeck, F.-W., A. Bondeau, K. Bottcher, D. Doktor, W. Lucht, J. Schaber, y S. Sitch. 2004. Responses of spring phenology to climate change. *New Phytologist* 162:295–309.
- Barve, N., A.J. Bonilla, J. Brandes, J.C. Brown, N. Brunsell, F.V. Cochran, R.J. Crosthwait, J. Gentry, L.M. Gerhart, T. Jackson, A.J. Kern, K.S. Oberhauser, H.L. Owens, A.T. Peterson, A.S. Reed, J. Soberón, A.D. Sundberg, y L.M. Williams. 2012. Climate-change and mass mortality events in overwintering monarch butterflies. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 83:817–824.
- Bildstein, K.L., W. Schelsky, y J. Zalles. 1998. Conservation status of tropical raptors. *Journal of Raptor Research* 32:3–18.
- Both, C., S. Bouwhuis, C.M. Lessells, y M.E. Visser. 2006. Climate change and population declines in a long-distance migratory bird. *Nature* 441:81–83

- Cahill, A.E., M.E. Aiello-Lammens, M.C. Fisher-Reid, X. Hua, C.J. Karanewsky, H.Y. Ryu, G.C. Sbeglia, F. Spagnolo, J.B. Waldron, O. Warsi, y J.J. Wiens. 2012. How does climate change cause extinction? *Proceedings. Biological Sciences / The Royal Society* 280:20121890. doi: 10.1098/rspb.2012.1890.
- CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad). 1997. Provincias biogeográficas de México. Escala 1:4,000,000. CONABIO, México, DF.
- CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad). 2009. Red Mundial de Información sobre Biodiversidad. <[www.conabio.gob.mx/remib/doctos/remib\\_esp.html](http://www.conabio.gob.mx/remib/doctos/remib_esp.html)> (consultado 20 abril de 2009).
- Crick, H.Q.P. 2004. The impact of climate change on birds. *Ibis* 146:48–56.
- del Pont, R.M. 2009. México: cuarta comunicación nacional ante la convención marco de las naciones unidas sobre el cambio climático. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), Instituto de Ecología (INE).
- Delgado, L., y J. Márquez. 2006. Estado del conocimiento y conservación de los coleópteros Scarabaeoidea (INSECTA) del estado de Hidalgo, México. *Acta Zoológica Mexicana (n.s.)* 22:57–108.
- Duncan, J.R. 2003. *Owls of the World: Their lives, behavior and survival*. Firefly Books, Buffalo, New York, USA.
- Elith, J., C.H. Graham, R.P. Anderson, M. Dudík, S. Ferrir, A. Guisan, R.J. Hijmans, F. Huettmann, J.R. Leathwick, A. Lehmann, J. Li, L. G. Lohmann, B.A. Loiselle, G. Manion, C. Moritz, M. Nakamura, Y. Nakazawa, J.M. Overton, A.T. Peterson, S.J. Phillips, K. Richardson, R. Scachetti-Pereira, R.E. Schapire, J. Soberón, S. Williams, M.S. Wisz, y N.E. Zimmermann. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29:129–151.
- ESRI. 1999. ArcView GIS Ver. 3.2. Environmental Systems Research Inc. USA. Environmental Systems Research Inc., USA.
- Global Gazetteer 2.2. 2011. Global Gazetteer, versión 2.2. Falling Rain Genomics, Inc. Palo Alto, EUA. <[www.fallingrain.com/world/index.html](http://www.fallingrain.com/world/index.html)> (consultado 1 de septiembre de 2011).
- Feria, P.T., G. Sánchez-Rojas, R. Ortiz-Pulido, E. Calixto Pérez, J.M. Dale, J.N. Duberstein, C. Lara, y J. Valencia-Herverth. 2013. Estudio del cambio climático y su efecto en las aves en México: enfoques actuales y perspectivas futuras. *Huitzil* 14:47–55.
- Feria, P.T., M. Trujano, A.M. Luis, J. Llorente, J.M. Dale y J. Muñoz. 2011. Efecto del cambio climático en la distribución de los lepidópteros mesoamericanos *Itaballia*

- demophile centralis* Joicey & Talbot, 1929 y *Pieriballia viardi viardi* (Boisduval, 1836). Pp: 101-110. In: G. Sánchez, N.P. Pavón y C. Ballesteros (eds.). Cambio climático: aproximaciones para el estudio de su efecto en la biodiversidad. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Pachuca, Hidalgo, México.
- GBIF, (Global Biodiversity Information Facility). 2011. Global Biodiversity Information Facility, free and open access to biodiversity data. <www.gbif.org> (consultado 20 de junio de 2011).
- Gerhardt, R.P., N. Bonilla González, D. McAnnis, y C.J. Flattens. 1994. Biology and homerange of two *Ciccaba* owls. *The Wilson Bulletin* 106:629–639.
- Gómez-Mendoza, L., y L. Arriaga. 2007. Modeling the effect of climate change on the distribution of oak and pine species of Mexico. *Conservation Biology* 21:1545–55.
- Hammer, Ø., D.A.T. Harper, y P.D. Ryan. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4 (1): 1-9.
- Hickling, R., D.B. Roy, J.K. Hill, y C.D. Thomas. 2005. A northward shift of range margins in British Odonata. *Global Change Biology* 11:502–506.
- Hijmans, R.J., S.E. Cameron, J.L. Parra, P.G. Jones, y A. Jarvis. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25:1965–1978.
- Holroyd, G.L., R. Rodríguez-Estrella, y S.R. Sheffield. 2001. Conservation of the Burrowing owl in western North American: issues, challenges, and recommendations. *The Journal of Raptor Research* 35:399–407.
- Holroyd, G., H. Trefry, J. Duxbury, y E. Valdez. 2009. Population dynamics, dispersal and conservation of the “Canadian” Burrowing Owl *Athene cunicularia*. *Ardea* 97:645.
- Holt, R.D. y M.S. Gaines. 1992. Analysis of adaptation in heterogeneous landscapes: implications for the evolution of fundamental niches. *Evolutionary Ecology* 6:433-447.
- Howell, S.N.G., y S. Webb. 1995. A guide to the birds of Mexico and northern Central America. Oxford University Press, New York, EUA.
- Iloldi-Rangel, P., T. Fuller, M. Linaje, C. Pappas, V. Sánchez-Cordero, y S. Sarkar. 2008. Solving the maximum representation problem to prioritize areas for the conservation of terrestrial mammals at risk in Oaxaca. *Diversity and Distributions* 14:493–508.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía, e Informática). 2005. Anuario estadístico del estado de Hidalgo. Aguascalientes, México.

- INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía, e Informática), CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad) e INE (Instituto Nacional de Ecología). 2008. Ecorregiones terrestres de México. Escala 1:1,000,000. Metadatos <[www.conabio.gob.mx/informacion/gis/](http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/)> (consultado 20 de noviembre de 2010).
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2001. Climate change 2001: the scientific basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the IPCC. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2002. Climate change and biodiversity. IPCC technical paper . IPCC Working Group II Technical Support Unit, Geneva, Switzerland.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2007. Climate Change 2007: synthesis report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC, Ginebra, Suiza.
- Jonzén, N., A. Lindén, T. Ergon, E. Knudsen, J.O. Vik, D. Rubolini, D. Piacentini, C. Brinch, F. Spina, L. Karlsson, M. Stervander, A. Andersson, J. Waldenström, A. Lehikoinen, E. Edvardsen, R. Solvang, y N. C. Stenseth. 2006. Rapid advance of spring arrival dates in long-distance migratory birds. *Science* 312:1959–61
- Juárez, A.K. 2008. Biodiversidad de la flora del bosque mesófilo de montaña del municipio de Huayacocotla, Veracruz, México. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F.
- Jullien, M., y J.-M. Thiollay. 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* 23:7–25.
- Kadmon, R., O. Farber, y A. Danin. 2003. A systematic analysis of factors affecting the performance of climatic envelope models. *Ecological Applications* 13:853–867.
- Karell, P., K. Ahola, T. Karstinen, J. Valkama, y J.E. Brommer. 2011. Climate change drives microevolution in a wild bird. *Nature communications* 2:1–7. doi: 10.1038/ncomms1213.
- Kauserud, H., L.C. Stige, J.O. Vik, R.H. Okland, K. Høiland, y N.C. Stenseth. 2008. Mushroom fruiting and climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105:3811–3814.
- Kirilenko, A.P., y R.A. Sedjo. 2007. Climate change impacts on forestry. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104:19697–19702.

- König, C., y F. Weick. 2008. *Owls of the World*. Yale University Press, New Haven & London.
- Lima, M., N. C. Stenseth, y F. M. Jaksic. 2002. Food web structure and climate effects on the dynamics of small mammals and owls in semi-arid Chile. *Ecology Letters* 5:273–284.
- Manne, L.L., y S.L. Pimm. 2001. Beyond eight forms of rarity: which species are threatened and which will be next? *Animal Conservation* 4:221–229.
- Manson, R.H., y E.J. Jardel Peláez. 2009. Perturbaciones y desastres naturales: impactos sobre las ecorregiones, la biodiversidad y el bienestar socioeconómico. Pp: 131–184. *In*: Capital natural de México, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio. CONABIO, México.
- Marmion, M., M. Parviainen, M. Luoto, R. K. Heikkinen, y W. Thuiller. 2009. Evaluation of consensus methods in predictive species distribution modelling. *Diversity and Distributions* 15:59–69.
- Martínez-Morales, M.A. 2008. Ficha técnica de *Glaucidium sanchezi*. Pp: 1–6. *In*: P. Escalante-Pliego, editor. Fichas sobre las especies de aves incluidas en el Proyecto de Norma Oficial Mexicana PROY-NOM-ECOL-2000. Parte 2. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. Base de datos SNIB-CONABIO. Proyecto No. W042, México, D.F.
- Martínez-Morales, M.A., R. Ortiz-Pulido, B. de la Barrera, I.L. Zuria, J. Bravo-Cadena, y J. Valencia-Herverth. 2007. Hidalgo. Pp: 49–95. *In*: R. Ortiz-Pulido, A. Navarro-Sigüenza, H. Gómez de Silva, O. Rojas-Soto, y T.A. Peterson (eds.). Avifaunas estatales de México. Pachuca, Hidalgo, México.
- Martínez-Morales, M.A., I. Zuria, L. Chapa-Vargas, I. MacGregor-Fors, R. Ortega-Álvarez, E. Romero-Águila, y P. Carbó. 2010. Current distribution and predicted geographic expansion of the Rufous-backed Robin in Mexico: a fading endemism? *Diversity and Distributions* 16:786–797.
- Menzel, A., T.H. Sparks, N. Estrella, E. Koch, A. Aasas, R. Ahass, K. Alm-Kübler, P. Bissolli, O. Braslavská, A. Briede, F.M. Chmielewski, Z. Crepinsek, Y. Curnel, Å. Dahl, C. Defila, A. Donnelly, Y. Filella, K. Jatczak, F. Mage, A. Mestre, Ø. Nordli, J. Peñuelas, P. Pirinen, V. Renisová, H. Scheifinger, M. Striz, A. Susnik, A.J.H. Van Vliet, F.-E. Wielgolaski, S. Zach, y A. Zust. 2006. European phenological response to climate change matches the warming pattern. *Global Change Biology* 12:1969–1976.
- Mikkola, H. 2012. *Owls of the World: A photographic Guide*. Christopher Helm, London.

- Monadjem, A., M.Z. Virani, C. Jackson, y A. Reside. 2012. Rapid decline and shift in the future distribution predicted for the endangered Sokoke Scops Owl *Otus ireneae* due to climate change. *Bird Conservation International* 23:247–258.
- Moritz, C., J.L. Patton, C.J. Conroy, J.L. Parra, G.C. White, y S.R. Beissinger. 2008. Impact of a Century of climate change on Small-Mammal communities in Yosemite National Park, USA. *Science* 322:261–264.
- Morrone, J.J. 2005. Hacia una síntesis biogeográfica de México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 76:207–252.
- Morueta-Holme, N., C. Fløjgaard, y J.-C. Svenning. 2010. Climate change risks and conservation implications for a threatened small-range mammal species. *PloS one* 5:e10360. doi: 10.1371/journal.pone.0010360.
- Newton, I. 2002. Population limitation in Holartic owls. Pp: 3–29. *In*: I. Newton, R. Kavanagh, J. Olsen, and I.R. Taylor, editors. *Ecology and conservation of owls*. CSIRO Publishing, Collingwood, Australia.
- Newton, I. 2003. The role of natural factors in the limitation of bird of prey numbers: A brief review of the evidence. Pp: 5–23. *In*: D.B.A. Thompson, S.M. Redpath, A.H. Fielding, M. Marquiss, and C.A. Galbraith (eds.). *Birds of prey in changing environment*. The Stationery Office, Edinburgh, Scotland.
- Olivares, A., y I. Zuria. 2013. Poblaciones residentes y reproductivas del tecolote llanero (*Athene cunicularia*) en el sureste del estado de Hidalgo. Pp: 109. *In*: Libro de resúmenes del XII Congreso para el Estudio y Conservación de las Aves en México. CIPAMEX y ECOSUR. San Cristóbal de las Casas, Chiapas, México
- Parmesan, C. 1996. Climate and species' range. *Nature* 382:765–766.
- Parmesan, C., N. Ryrholm, C. Stefanescu, J. K. Hill, C. D. Thomas, H. Descimon, B. Huntley, L. Kaila, J. Kullberg, T. Tammaru, W. J. Tennent, J. A. Thomas, y M. Warren. 1999. Poleward shifts in geographical ranges of butterfly species associated with regional warming. *Nature* 399:579–583.
- Parra-Olea, G., E. Martínez-Meyer, y G. Pérez-Ponce de León. 2005. Forecasting climate change effects on salamander distribution in the highlands of Central Mexico. *Biotropica* 37:202–208.
- Pavón-Jordán, D., P. Karell, K. Ahola, H. Kolunen, H. Pietiäinen, T. Karstinen, y J.E. Brommer. 2013. Environmental correlates of annual survival differ between two ecologically similar and congeneric owls. *Ibis* 155:823–834.
- Pearson, R.G., C.J. Raxworthy, M. Nakamura, y A.T. Peterson. 2007. Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography* 34:102–117.



- Pearson, R.G., W. Thuiller, M.B. Araújo, E. Martinez-Meyer, L. Brotons, C. McClean, L. Miles, P. Segurado, T.P. Dawson, y D.C. Lees. 2006. Model-based uncertainty in species range prediction. *Journal of Biogeography* 33:1704–1711.
- Peñuelas, J., Y. Filella, y P. Comas. 2002. Changed plant and animal life cycles from 1952 to 2000 in the Mediterranean region. *Global Change Biology* 8:531–544.
- Peterson, A. T., E. Martínez-Meyer, C. González-Salazar, y P. W. Hall. 2004. Modeled climate change effects on distributions of Canadian butterfly species. *Canadian Journal of Zoology* 82:851–858.
- Peterson, A. T., y C. R. Robins. 2003. Using Ecological-Niche Modeling to Predict Barred Owl Invasions with Implications for Spotted Owl Conservation. *Conservation Biology* 17:1161–1165.
- Peterson, A.T., V. Sánchez-Cordero, E. Martínez-Meyer, y A.G. Navarro-Sigüenza. 2006. Tracking population extirpations via melding ecological niche modeling with land-cover information. *Ecological Modelling* 195:229–236
- Peterson, A.T., y J. Shaw. 2003. *Lutzomyia* vectors for cutaneous leishmaniasis in Southern Brazil: ecological niche models, predicted geographic distributions, and climate change effects. *International Journal for Parasitology* 33:919–931.
- Peterson, A.T., J. Soberón, R.G. Pearson, R.P. Anderson, E. Martínez-Meyer, M. Nakamura, y M.B. Araújo. 2011. Ecological niches and geographic distributions. *Monographs in population biological* N° 49. Princeton University Press, New Jersey, United State of America.
- Phillips, S.J., R.P. Anderson, y R.E. Schapire. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190:231–259.
- Ricklefs, R.E., y D. Schluter. 1993. *Species Diversity in Ecological Communities: Historical and Geographical Perspectives*. University of Chicago Press.
- Robinson, R.A., H.Q.P. Crick, J.A. Learmonth, I.M.D. Maclean, C.D. Thomas, F. Bairlein, M.C. Forchhammer, C.M. Francis, J.A. Gill, B.J. Godley, J. Harwood, G.C. Hays, B. Huntley, A.M. Hutson, G.J. Pierce, M.M. Rehfisch, D.W. Sims, M.B. Santos, T.H. Sparks, D.A. Stroud, y M.E. Visser. 2009. Travelling through a warming world: climate change and migratory species. *Endangered Species Research* 7:87–99.
- Rodríguez-Estrella, R., J.A. Donázar, y F. Hiraldo. 1998. Raptors as indicators of environmental change in the scrub habitat of Baja California Sur, Mexico. *Conservation Biology* 12:921–925.

- Rojas-Soto, O.R., V. Sosa, y J. F. Ornelas. 2012. Forecasting cloud forest in eastern and southern Mexico: conservation insights under future climate change scenarios. *Biodiversity and Conservation* 21:2671–2690.
- Şekercioglu, Ç.H., R.B. Primack, y J. Wormworth. 2012. The effects of climate change on tropical birds. *Biological Conservation* 148:1–18.
- SEMARNAT, (Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2010. Norma Oficial Mexicana NOM- 059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental-especies nativas de México de flora y fauna silvestres-categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la Federación, México, D.F.
- Sinervo, B., F. Méndez-de-la-Cruz, D.B. Miles, B. Heulin, E. Bastiaans, M. Villagrán-Santa Cruz, R. Lara-Resendiz, N. Martínez-Méndez, M.L. Calderón-Espinosa, R.N. Meza-Lázaro, H. Gadsden, L.J. Avila, M. Morando, I.J. De la Riva, P. Victoriano Sepulveda, C.F.D. Rocha, N. Ibargüengoytia, C. Aguilar Puntriano, M. Massot, V. Lepetz, T.A. Oksanen, D.G. Chapple, A.M. Bauer, W.R. Branch, J. Clobert, y J.W. Sites. 2010. Erosion of lizard diversity by climate change and altered thermal niches. *Science* 328:894–899.
- Stahle, D.W., E.R. Cook, J. Villanueva, F.K. Fye, D.J. Burnette, R.D. Griffin, R. Acuña, R. Seager, y R.R. Heim. 2009. Early 21st- Century Drought in Mexico. *EOS* 90:89–100.
- Stanley, C.Q., M. MacPherson, K.C. Fraser, E.A. McKinnon, y B.J.M. Stutchbury. 2012. Repeat tracking of individual songbirds reveals consistent migration timing but flexibility in route. *PloS one* 7:e40688. doi: 10.1371/journal.pone.0040688.
- Stralberg, D., D. Jongsomjit, C.A. Howell, M.A. Snyder, J.D. Alexander, J.A. Wiens, y T.L. Root. 2009. Re-shuffling of species with climate disruption: a no-analog future for California birds? *PloS one* 4:e6825. doi: 10.1371/journal.pone.0006825.
- Thiam, M., K. Ba, y J.-M. Duplantier. 2008. Impacts of climatic changes on small mammal communities in the Sahel (West Africa) as evidenced by owl pellet analysis. *African Zoology* 43:135–143.
- Thomas, C.D., A. Cameron, R.E. Green, M. Bakkenes, L.J. Beaumont, Y.C. Collingham, B.F.N. Erasmus, M.F. De Siqueira, A. Grainger, L. Hannah, L. Hughes, B. Huntley, A.S. Van Jaarsveld, G.F. Midgley, L. Miles, M.A. Ortega-Huerta, A.T. Peterson, O.L. Phillips, y S.E. Williams. 2004. Extinction risk from climate change. *Nature* 427:145–8.
- Tinoco, B.A., P.X. Astudillo, S.C. Latta, y C.H. Graham. 2009. Distribution, ecology and conservation of an endangered Andean hummingbird: the Violet-throated Metaltail (*Metallura baroni*). *Bird Conservation International* 19:63. doi: 10.1017/S0959270908007703.

- UNIBIO, (Unidad de Informática para la Biodiversidad). 2011. Colección Nacional de Aves. <test.unibio.unam.mx/minero/index.jsp?accion=sc&colecciones=CNAV> (consultado 16 de noviembre de 2011).
- Valencia, E.A., y F. Mesa. 2009. Técnica de Jackknife y estimadores en un modelo lineal. *Scientia Et Technica* 41:285–290.
- Valencia-Herverth, J., R. Ortiz-Pulido, y P.L. Enríquez. 2012a. Riqueza y distribución espacial de rapaces nocturnas en Hidalgo, México. *Huitzil* 13:116–129
- Valencia-Herverth, R., J. Valencia-Herverth, R. Padilla Calderón, M. Olivares Nochebuena, R. Hernández, y M. Olivares Nochebuena. 2012b. Información adicional sobre la avifauna de Hidalgo, México. *Huitzil* 13:95–103.
- Velázquez, A., J.F. Mas, y J.L. Palacio. 2002. Análisis del cambio de uso del suelo. Instituto de Geografía-UNAM, INE, SEMARNAT, México, D.F.
- Villers-Ruíz, L., y I. Trejo-Vázquez. 1998. Climate change on Mexican forests and natural protected areas. *Global Environmental Change* 8:141–157.
- Vos, C.C., P. Berry, P. Opdam, H. Baveco, B. Nijhof, J. O'Hanley, C. Bell y H. Kuipers. 2008. Adapting landscapes to climate change: examples of climate-proof ecosystem networks and priority adaptation zones. *Journal of Applied Ecology* 45: 1722-1731.
- Wake, D.B., y V.T. Vredenburg. 2008. Colloquium paper: are we in the midst of the sixth mass extinction? A view from the world of amphibians. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105 (Suppl): 11466–73.

Anexo I. Total de registros para la realización de los modelos de nicho ecológico por especie.

Espece	Total de registros	70% de los registros	30% de los registros
<i>Tyto alba</i>	296	207	89
<i>Psilosops flammeolus</i>	66	46	20
<i>Megascops kennicottii</i>	42	29	13
<i>Megascops asio</i>	37	26	11
<i>Megascops trichopsis</i>	57	40	17
<i>Megascops guatemalae</i>	62	43	19
<i>Bubo virginianus</i>	170	119	51
<i>Glaucidium gnoma</i>	116	81	35
<i>Glaucidium sanchezi</i>	37	26	11
<i>Glaucidium brasilianum</i>	740	518	222
<i>Micratene whitneyi</i>	28	20	8
<i>Athene cunicularia</i>	127	89	38
<i>Ciccaba virgata</i>	551	386	165
<i>Ciccaba nigrolineata</i>	113	79	34
<i>Asio otus</i>	16	11	5
<i>Asio stygius</i>	16	11	5
<i>Asio flammeus</i>	23	16	7
<i>Aegolius acadicus</i>	99	69	30

Anexo II. Variables climáticas utilizadas para obtener los modelos de nicho ecológico de búhos en el estado de Hidalgo.

---

Variables climáticas (Worldclim 1.4, Hijmans *et al.* 2005)

---

- Bio 1. Temperatura promedio anual (°C)
  - Bio 2. Intervalo promedio diario (promedio mensual (tmáx. - tmin.)) (°C)
  - Bio 3. Isotermalidad (B2/B7) (\*100) (°C)
  - Bio 4. Temperatura estacional (desviación estándar \*100) (°C)
  - Bio 5. Temperatura máxima del mes más cálido (°C)
  - Bio 6. Temperatura mínima del mes más frío (°C)
  - Bio 7. Rango de temperatura anual (B5-B6) (°C)
  - Bio 8. Temperatura promedio del cuatrimestre más húmedo (°C)
  - Bio 9. Temperatura promedio del cuatrimestre más seco (°C)
  - Bio 10. Temperatura promedio del cuatrimestre más cálido (°C)
  - Bio 11. Temperatura promedio del cuatrimestre más frío (°C)
  - Bio 12. Precipitación anual (mm)
  - Bio 13. Precipitación del mes más húmedo (mm)
  - Bio 14. Precipitación de mes más seco (mm)
  - Bio 15. Precipitación estacional (Coeficiente de variación) (mm)
  - Bio 16. Precipitación del cuatrimestre más húmedo (mm)
  - Bio 17. Precipitación del cuatrimestre más seco (mm)
  - Bio 18. Precipitación del cuatrimestre más cálido (mm)
  - Bio 19. Precipitación del cuatrimestre más frío (mm)
-

Anexo III. Variables ambientales que influyen significativamente en la distribución de las 18 especies de búhos en Hidalgo, México.

Especies	Variables ambientales	Rangos
<i>Tyto alba</i>	Temperatura estacional (°C)	4.7 a 50 °C
	Rango de temperatura anual (°C)	12 a 39.5 °C
	Precipitación del cuatrimestre más húmedo (mm)	22 a 2505 mm
	Precipitación anual (mm)	10 a 4788 mm
	Precipitación del cuatrimestre más cálido (mm)	5 a 1288 mm
<i>Psiloscoops flammeolus</i>	Temperatura máxima del mes más cálido (°C)	13.7 a 38.5 °C
	Temperatura promedio del cuatrimestre más húmedo (°C)	5 a 30.0 °C
	Temperatura promedio del cuatrimestre más cálido (°C)	6.1 a 30.0 °C
	Temperatura promedio del cuatrimestre más seco (°C)	4.4 a 28.1 °C
<i>Megascops kennicottii</i>	Temperatura promedio del cuatrimestre más seco (°C)	4.4 a 28.1 °C
	Temperatura promedio anual (°C)	4.9 a 27.3 °C
	Temperatura promedio del cuatrimestre más húmedo (°C)	5 a 30 °C
	Temperatura promedio del cuatrimestre más frío (°C)	3.7 a 24.6 °C
	Precipitación de mes más seco (mm)	1 a 150 mm
<i>Megascops asio</i>	Precipitación de mes más seco (mm)	0-147 mm
	Precipitación del cuatrimestre más seco (mm)	0 a 130 mm
	Intervalo promedio diario (promedio mensual (tmáx. - tmin.)) (°C)	6.1 a 20.3 °C
	Temperatura mínima del mes más frío (°C)	-6.5 a 21.5 °C
	Precipitación estacional (Coeficiente de variación) (mm)	37 a 132 mm
<i>Megascops trichopsis</i>	Intervalo promedio diario (promedio mensual (tmáx. - tmin.)) (°C)	7.8 a 19.8 °C
	Temperatura máxima del mes más cálido (°C)	13.7 a 38.5 °C
	Temperatura promedio del cuatrimestre más húmedo (°C)	5 a 30 °C
	Temperatura promedio del cuatrimestre más cálido (°C)	6.1 a 30 °C
	Temperatura promedio anual (°C)	4.9 a 27.3 °C
<i>Megascops guatemalae</i>	Intervalo promedio diario (promedio mensual (tmáx. - tmin.)) (°C)	7.8 a 19.8 °C
	Temperatura mínima del mes más frío (°C)	-3.1 a 19.4 °C
	Precipitación anual (mm)	148 a 4224 mm
	Temperatura promedio del cuatrimestre más frío (°C)	3.7 a 24.6 °C
	Precipitación del cuatrimestre más cálido (mm)	6.2 a 1189 mm
<i>Bubo virginianus</i>	Rango de temperatura anual (B5-B6) (°C)	12 a 39.5 °C
	Temperatura promedio anual (°C)	5.8 a 29.2 °C
	Temperatura estacional (°C)	4.66 a 77.55 °C

Especies	Variables ambientales	Rangos
	Temperatura promedio del cuatrimestre más húmedo (°C)	3 a 32.4 °C
	Intervalo promedio diario (promedio mensual (tmáx. - tmin.)) (°C)	6.1 a 20.3 °C
<i>Glaucidium gnoma</i>	Intervalo promedio diario (promedio mensual (tmáx. - tmin.)) (°C)	7.8 a 19.8 °C
	Temperatura máxima del mes más cálido (°C)	13.7 a 38.5 °C
	Temperatura promedio del cuatrimestre más cálido (°C)	6.1 a 30 °C
	Temperatura promedio del cuatrimestre más húmedo (°C)	5 a 30 °C
	Precipitación del cuatrimestre más seco (mm)	4 a 482 mm
<i>Glaucidium sanchezi</i>	Intervalo promedio diario (promedio mensual (tmáx. - tmin.)) (°C)	7.8 a 19.8 °C
	Rango de temperatura anual (B5-B6) (°C)	13.7 a 31.7 °C
	Precipitación del cuatrimestre más seco (mm)	40 a 310 mm
	Precipitación de mes más seco (mm)	10 a 110 mm
	Precipitación del cuatrimestre más frío (mm)	50 a 862 mm
<i>Glaucidium brasilianum</i>	Intervalo promedio diario (promedio mensual (tmáx. - tmin.)) (°C)	7.8 a 19.8 °C
	Temperatura mínima del mes más frío (°C)	-3.1 a 19.4 °C
	Precipitación del cuatrimestre más cálido (mm)	62 a 1189 mm
	Precipitación anual (mm)	148 a 4301 mm
	Temperatura promedio del cuatrimestre más frío (°C)	3.7 a 24.6 °C
<i>Micratene whitneyi</i>	Intervalo promedio diario (promedio mensual (tmáx. - tmin.)) (°C)	7.8 a 19.8 °C
	Precipitación del cuatrimestre más frío (mm)	5 a 862 mm
	Rango de temperatura anual (B5-B6) (°C)	13.7 a 31.7 °C
	Temperatura mínima del mes más frío (°C)	-3.1 a 19.4 °C
	Precipitación anual (mm)	148 a 4224 mm
<i>Athene cunicularia</i>	Precipitación del cuatrimestre más cálido (mm)	3 a 1288 mm
	Rango de temperatura anual (B5-B6) (°C)	12 a 39.5 °C
	Precipitación del cuatrimestre más seco (mm)	0 a 506 mm
	Precipitación del cuatrimestre más húmedo (mm)	22 a 2505 mm
	Precipitación anual (mm)	49 a 4788 mm
<i>Ciccaba virgata</i>	Intervalo promedio diario (promedio mensual (tmáx. - tmin.)) (°C)	7.8 a 19.8 °C
	Precipitación anual (mm)	148 a 4377 mm
	Precipitación del cuatrimestre más cálido (mm)	62 a 1189 mm
	Precipitación de mes más seco (mm)	1 a 156 mm
	Precipitación del cuatrimestre más frío (mm)	5 a 911 mm
<i>Ciccaba nigrolineata</i>	Precipitación del cuatrimestre más frío (mm)	5 a 862 mm
	Precipitación anual (mm)	142 a 4224 mm

Especies	VARIABLES AMBIENTALES	RANGOS
	Precipitación del cuatrimestre más húmedo (mm)	66 a 2195 mm
	Rango de temperatura anual (B5-B6) (°C)	13.7 a 31.7 °C
	Precipitación del cuatrimestre más cálido (mm)	
<i>Asio otus</i>	Precipitación de mes más seco (mm)	0 a 147 mm
	Temperatura promedio del cuatrimestre más cálido (°C)	9.3 a 32.4 °C
	Temperatura promedio del cuatrimestre más seco (°C)	7.1 a 29.6 °C
	Temperatura promedio anual (°C)	8 a 29.2 °C
	Precipitación del cuatrimestre más seco (mm)	0 a 506 mm
<i>Asio stygius</i>	Temperatura máxima del mes más cálido (°C)	13.7 a 38.5 °C
	Temperatura promedio del cuatrimestre más seco (°C)	4.4 a 28.1 °C
	Temperatura promedio del cuatrimestre más cálido (°C)	6.1 a 30 °C
	Temperatura promedio anual (°C)	4.9 a 27.3 °C
	Temperatura promedio del cuatrimestre más húmedo (°C)	5 a 30 °C
<i>Asio flammeus</i>	Temperatura máxima del mes más cálido (°C)	13.7 a 38.5 °C
	Temperatura promedio del cuatrimestre más húmedo (°C)	5 a 30 °C
	Temperatura promedio del cuatrimestre más cálido (°C)	6.1 a 30 °C
	Temperatura promedio anual (°C)	4.9 a 27.3 °C
	Temperatura promedio del cuatrimestre más seco (°C)	4.4 a 28.1 °C
<i>Aegolius acadicus</i>	Temperatura promedio del cuatrimestre más húmedo (°C)	5 a 30 °C
	Temperatura máxima del mes más cálido (°C)	13.7 a 38.5 °C
	Temperatura promedio del cuatrimestre más cálido (°C)	6.1 a 30 °C
	Temperatura promedio anual (°C)	4.9 a 27.3 °C
	Precipitación del cuatrimestre más cálido (mm)	6.2 a 1189 mm



Anexo IV. Distribución actual de 18 especies de rapaces nocturnas presentes en el estado de Hidalgo y áreas de distribución predicha bajo el escenario A2a para los años 2020, 2050, 2080. Las unidades están representadas en Km<sup>2</sup> y en porcentajes en relación con el área de distribución actual.

Especies	Distribución actual	Distribución potencial predicha para el 2020	Área estable	Área perdida	Área ganada
<i>T. alba</i>	20 898.05	16 675.97	15 589.29 (74.60%)	5 308.76 (25.40%)	1.80 (0.003%)
<i>P. flammeolus</i>	5 089.48	3 954.28	2 524.67 (49.61%)	2 564.81 (50.39%)	1 429.61 (28.08%)
<i>M. kennicottii</i>	8 204.40	6 592.76	5 752.25 (70.11%)	2 390.23 (29.13%)	768.27 (9.36%)
<i>M. asio</i>	4 131.44	8 071.96	2 371.88 (57.41%)	1 759.56 (42.59%)	5 487.09 (132.81%)
<i>M. trichopsis</i>	11 268.58	5 433.48	4 603.01 (40.85%)	6 574.41 (58.34%)	798.65 (7.09%)
<i>M. guatemalae</i>	3 624.04	4 113.09	2 670.30 (73.68%)	953.74 (26.32%)	1 442.79 (39.81%)
<i>B. virginianus</i>	17 249.88	18 280.45	15 971.35 (92.59%)	1 278.53 (7.41%)	2 309.10 (13.39%)
<i>G. gnoma</i>	5 142.80	5 334.01	3 873.73 (75.32%)	1 269.07 (24.68%)	1 460.28 (28.39%)
<i>G. sanchezi</i>	2 530.98	1 445.95	1 347.05 (53.22%)	1 183.93 (46.78%)	98.90 (3.91%)
<i>G. brasilianum</i>	4 395.46	4 294.55	3 811.52 (86.71%)	583.94 (13.29%)	483.03 (10.99%)
<i>M. whitneyi</i>	4 730.00	8 396.47	3 780.27 (79.92%)	949.73 (20.08%)	4 616.19 (97.59%)
<i>A. cunicularia</i>	10 485.98	10 574.56	8 181.75 (78.03%)	2 304.23 (21.97%)	2 392.81 (22.82%)
<i>C. virgata</i>	5 189.24	4 745.77	4 049.58 (78.04%)	1 139.66 (21.96%)	696.19 (13.42%)
<i>C. nigrolineata</i>	1 756.98	628.37	435.45 (24.78%)	1 321.53 (75.22%)	192.93 (10.98%)
<i>A. otus</i>	17 980.88	18 265.54	17 884.27 (99.46%)	96.61 (0.54%)	381.27 (2.12%)
<i>A. stygius</i>	2 523.24	2 192.43	1 259.61 (49.92%)	1 263.63 (50.08%)	932.81 (36.97%)
<i>A. flammeus</i>	16 566.18	12 322.37	12 277.07 (74.11%)	4 289.11 (25.89%)	45.29 (0.27%)
<i>A. acadicus</i>	5 921.10	4 028.24	3 484.15 (58.84%)	2 400.83 (40.55%)	514.28 (8.69%)

Especies	Distribución actual	Distribución potencial predicha para el 2050	Área estable	Área perdida	Área ganada
<i>T. alba</i>	20 898.05	16 387.30	16 385.29 (78.41%)	4 512.76 (21.59%)	2.01 (0.01%)
<i>P. flammeolus</i>	5 089.48	3 654.43	2 047.95 (40.24%)	3 041.53 (59.76%)	1 606.48 (31.56%)
<i>M. kennicottii</i>	8 204.40	5 885.55	5 160.00 (62.89%)	3 044.40 (37.11%)	725.55 (8.84%)
<i>M. asio</i>	4 131.44	9 117.72	3 225.86 (70.08%)	905.58 (21.92%)	5 892.15 (142.62%)
<i>M. trichopsis</i>	11 268.58	4 910.89	4 158.67 (36.91%)	7 109.91 (63.09%)	808.12 (7.17%)
<i>M. guatemalae</i>	3 624.04	4 966.79	3 072.21 (84.77%)	551.83 (15.23%)	1 908.92 (52.67%)
<i>B. virginianus</i>	17 249.88	18 442.70	16 038.43 (92.98%)	1 211.45 (7.02%)	2 404.27 (13.94%)
<i>G. gnoma</i>	5 142.80	5 157.71	3 713.48 (72.21%)	1 429.32 (27.79%)	1 444.23 (28.08%)
<i>G. sanchezi</i>	2 530.98	1 103.67	1 027.99 (40.62%)	1 502.99 (59.38%)	75.68 (2.99%)
<i>G. brasilianum</i>	4 395.46	5 158.28	4 119.69 (93.73%)	275.77 (6.27%)	1 038.59 (23.63%)
<i>M. whitneyi</i>	4 730.00	9 984.31	3 931.63 (83.12%)	798.37 (16.88%)	6 052.68 (127.96%)
<i>A. cunicularia</i>	10 485.98	9 914.65	7 396.86 (70.54%)	3 089.12 (29.46%)	2 517.79 (24.01%)
<i>C. virgata</i>	5 189.24	4 557.14	4 015.63 (77.38%)	1 173.61 (22.62%)	541.51 (10.44%)
<i>C. nigrolineata</i>	1 756.98	349.73	231.34 (13.17%)	1 525.64 (86.83%)	118.39 (6.74%)
<i>A. otus</i>	17 980.88	18 076.34	17 660.67 (98.22%)	320.21 (1.78%)	415.67 (2.31%)
<i>A. stygius</i>	2 523.24	1 777.91	1 046.62 (41.48%)	1 476.62 (58.52%)	731.29 (28.92%)
<i>A. flammeus</i>	16 566.18	10 247.47	9 809.73 (59.22%)	6 756.45 (40.78%)	317.63 (1.91%)
<i>A. acadicus</i>	5 921.10	5 013.80	3 995.56 (67.48%)	1 925.54 (32.52%)	1 018.24 (17.2%)

Especies	Distribución actual	Distribución potencial predicha para el 2080	Área estable	Área perdida	Área ganada
<i>T. alba</i>	20 898.05	16 380.13	16 378.41 (78.37%)	4 519.64 (21.63%)	1.72 (0.01%)
<i>P. flammeolus</i>	5 089.48	2 409.15	1 486.94 (29.22%)	3 602.54 (70.78%)	922.21 (18.12%)
<i>M. kennicottii</i>	8 204.40	3 801.77	3 409.90 (41.56%)	4 794.50 (58.44%)	391.87 (4.78%)
<i>M. asio</i>	4 131.44	9 787.66	3 304.69 (79.99%)	826.75 (20.01%)	7 604.69 (184.07%)
<i>M. trichopsis</i>	11 268.58	3 661.02	3 064.47 (27.35%)	8 082.57 (71.73%)	596.55 (5.29%)
<i>M. guatemalae</i>	3 624.04	5 504.29	3 278.32 (90.46%)	345.72 (9.54%)	2 176.95 (60.07%)
<i>B. virginianus</i>	17 249.88	17 555.18	15 641.39 (90.68%)	1 608.49 (9.32%)	1 913.79 (11.09%)
<i>G. gnoma</i>	5 142.80	3 518.83	2 636.19 (51.26%)	2 506.61 (48.74%)	882.65 (17.18%)
<i>G. sanchezi</i>	2 530.98	368.08	353.46 (13.97%)	2 157.17 (85.23%)	14.62 (0.58%)
<i>G. brasilianum</i>	4 395.46	5 482.79	3 962.88 (90.16%)	432.58 (9.84%)	1 519.91 (34.58%)
<i>M. whitneyi</i>	4 730.00	12 943.29	4 066.08 (85.96%)	663.92 (14.04%)	8 871.21 (187.68%)
<i>A. cunicularia</i>	10 485.98	10 078.05	7 016.17 (66.91%)	3 469.81 (33.09%)	3 061.89 (29.20%)
<i>C. virgata</i>	5 189.24	4 212.28	4 015.63 (77.38%)	1 173.61 (22.62%)	196.65 (3.79%)
<i>C. nigrolineata</i>	1 756.98	238.22	161.11 (9.17%)	1 595.87 (90.83%)	77.11 (4.39%)
<i>A. otus</i>	17 980.88	17 334.16	16 943.72 (94.23%)	1 037.16 (5.77%)	390.44 (2.17%)
<i>A. stygius</i>	2 523.24	1 200.27	747.34 (29.62%)	1 322.97 (52.43%)	452.93 (17.95%)
<i>A. flammeus</i>	16 566.18	7 855.81	7 526.43 (45.43%)	9 039.75 (54.57%)	329.38 (1.99%)
<i>A. acadicus</i>	5 921.10	4 832.34	3 347.69 (56.54%)	2 573.41 (43.46%)	1 484.65 (25.07%)

Anexo V. Distribución actual de 18 especies de rapaces nocturnas presentes en el estado de Hidalgo y áreas de distribución predicha bajo el escenario B2a para los años 2020, 2050, 2080. Las unidades están representadas en Km<sup>2</sup> y en porcentajes en relación con el área de distribución actual.

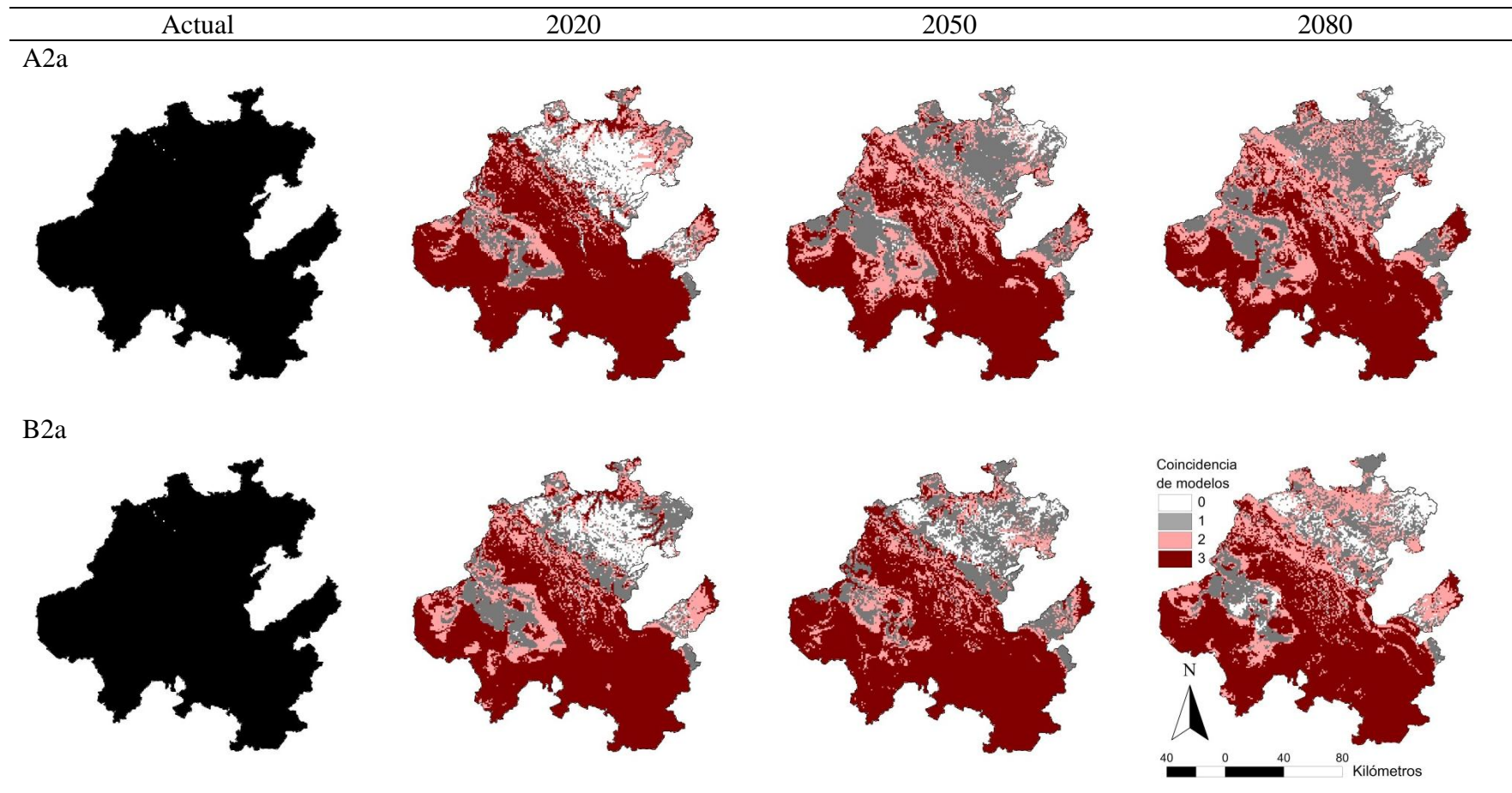
Especies	Distribución actual	Distribución potencial predicha para el 2020	Área estable	Área perdida	Área ganada
<i>T. alba</i>	20 898.05	16 308.47	16 307.32 (78.03%)	4 590.73 (21.97%)	1.15 (0.06%)
<i>P. flammeolus</i>	5 089.48	3 705.74	2 728.21 (53.60%)	2 361.27 (46.40%)	977.53 (19.21%)
<i>M. kennicottii</i>	8 204.40	6 620.57	6 134.38 (74.77%)	2 070.02 (25.23%)	486.19 (5.93%)
<i>M. asio</i>	4 131.44	12 256.72	186.91 (4.52%)	3 944.25 (95.47%)	8 312.19 (201.19%)
<i>M. trichopsis</i>	11 268.58	8 127.86	6 090.23 (54.05%)	5 178.35 (45.95%)	2 037.63 (18.08%)
<i>M. guatemalae</i>	3 624.04	4 942.42	3 046.69 (84.07%)	577.31 (15.93%)	1 895.73 (53.31%)
<i>B. virginianus</i>	17 249.88	18 945.80	16 028.68 (92.92%)	1 221.20 (7.08%)	2 917.12 (16.91%)
<i>G. gnoma</i>	5 142.80	7 182.43	4 237.79 (82.40%)	905.01 (17.60%)	2 944.64 (57.26%)
<i>G. sanchezi</i>	2 530.98	1 623.97	1 457.99 (57.61%)	1 072.99 (42.39%)	165.98 (6.58%)
<i>G. brasilianum</i>	4 395.46	4 439.32	3 886.34 (88.42%)	509.12 (11.58%)	552.98 (12.58%)
<i>M. whitneyi</i>	4 730.00	7 549.94	3 652.99 (77.23%)	1 077.01 (22.77%)	3 896.95 (82.39%)
<i>A. cunicularia</i>	10 485.98	10 673.75	8 368.95 (79.81%)	2 117.03 (20.19%)	2 304.80 (21.98%)
<i>C. virgata</i>	5 189.24	5 473.61	4 514.71 (87.00%)	717.81 (13.83%)	884.37 (17.04%)
<i>C. nigrolineata</i>	1 756.98	741.03	534.63 (30.43%)	1 222.35 (69.57%)	206.40 (11.75%)
<i>A. otus</i>	17 980.88	17 912.65	17 714.57 (98.51%)	266.31 (1.48%)	198.09 (1.10%)
<i>A. stygius</i>	2 523.24	2 321.14	1 016.23 (40.27%)	1 507.01 (59.73%)	1 304.91 (51.71%)
<i>A. flammeus</i>	16 566.18	10 754.59	10 429.51 (62.96%)	6 136.67 (37.04%)	325.08 (0.96%)
<i>A. acadicus</i>	5 921.10	5 423.16	4 520.45 (76.34%)	1 400.65 (23.66%)	902.71 (15.25%)

Especies	Distribución actual	Distribución potencial predicha para el 2050	Área estable	Área perdida	Área ganada
<i>T. alba</i>	20 898.05	16 957.77	16 957.77 (81.19%)	3 940.28 (18.85%)	0
<i>P. flammeolus</i>	5 089.48	2 683.20	1 975.13 (38.81%)	3 114.35 (61.19%)	708.07 (13.91%)
<i>M. kennicottii</i>	8 204.40	6 172.79	5 704.38 (69.53%)	2 500.02 (30.57%)	468.41 (5.71%)
<i>M. asio</i>	4 131.44	9 905.48	3 470.96 (84.01%)	660.48 (15.99%)	6 434.81 (155.75%)
<i>M. trichopsis</i>	11 268.58	7 138.29	5 496.26 (48.78%)	5 772.32 (51.22%)	1 642.03 (14.57%)
<i>M. guatemalae</i>	3 624.04	4 574.05	2 983.63 (82.33%)	640.41 (17.67%)	1 900.42 (43.89%)
<i>B. virginianus</i>	17 249.88	19 179.43	16 219.31 (94.03%)	1 030.57 (5.97%)	2 960.12 (17.16%)
<i>G. gnoma</i>	5 142.80	6 132.66	3 912.71 (76.08%)	1 230.09 (23.92%)	2 219.95 (43.17%)
<i>G. sanchezi</i>	2 530.98	1 270.22	1 146.67 (45.31%)	1 384.31 (54.69%)	123.55 (4.88%)
<i>G. brasilianum</i>	4 395.46	4 415.24	3 769.95 (85.77%)	625.51 (14.23%)	645.25 (14.68%)
<i>M. whitneyi</i>	4 730.00	7 855.24	3 904.11 (82.54%)	825.89 (17.46%)	3 951.13 (83.53%)
<i>A. cunicularia</i>	10 485.98	9 694.78	7 455.34 (71.10%)	3 030.64 (28.90%)	2 239.44 (21.36%)
<i>C. virgata</i>	5 189.24	4 676.39	3 987.25 (76.84%)	1 201.99 (23.16%)	689.14 (13.28%)
<i>C. nigrolineata</i>	1 756.98	411.94	299.57 (17.05%)	1 457.41 (82.95%)	112.37 (0.06%)
<i>A. otus</i>	17 980.88	17 771.90	17 621.69 (98.00%)	359.19 (2.00%)	150.21 (0.84%)
<i>A. stygius</i>	2 523.24	1 744.08	976.10 (38.68%)	1 547.14 (61.32%)	858.57 (34.03%)
<i>A. flammeus</i>	16 566.18	1 0130.8	10 260.09 (61.93%)	6 306.09 (38.07%)	179.17 (1.08%)
<i>A. acadicus</i>	5 921.10	5 359.23	4 185.91 (70.69%)	1 735.19 (29.31%)	1 173.32 (19.82%)

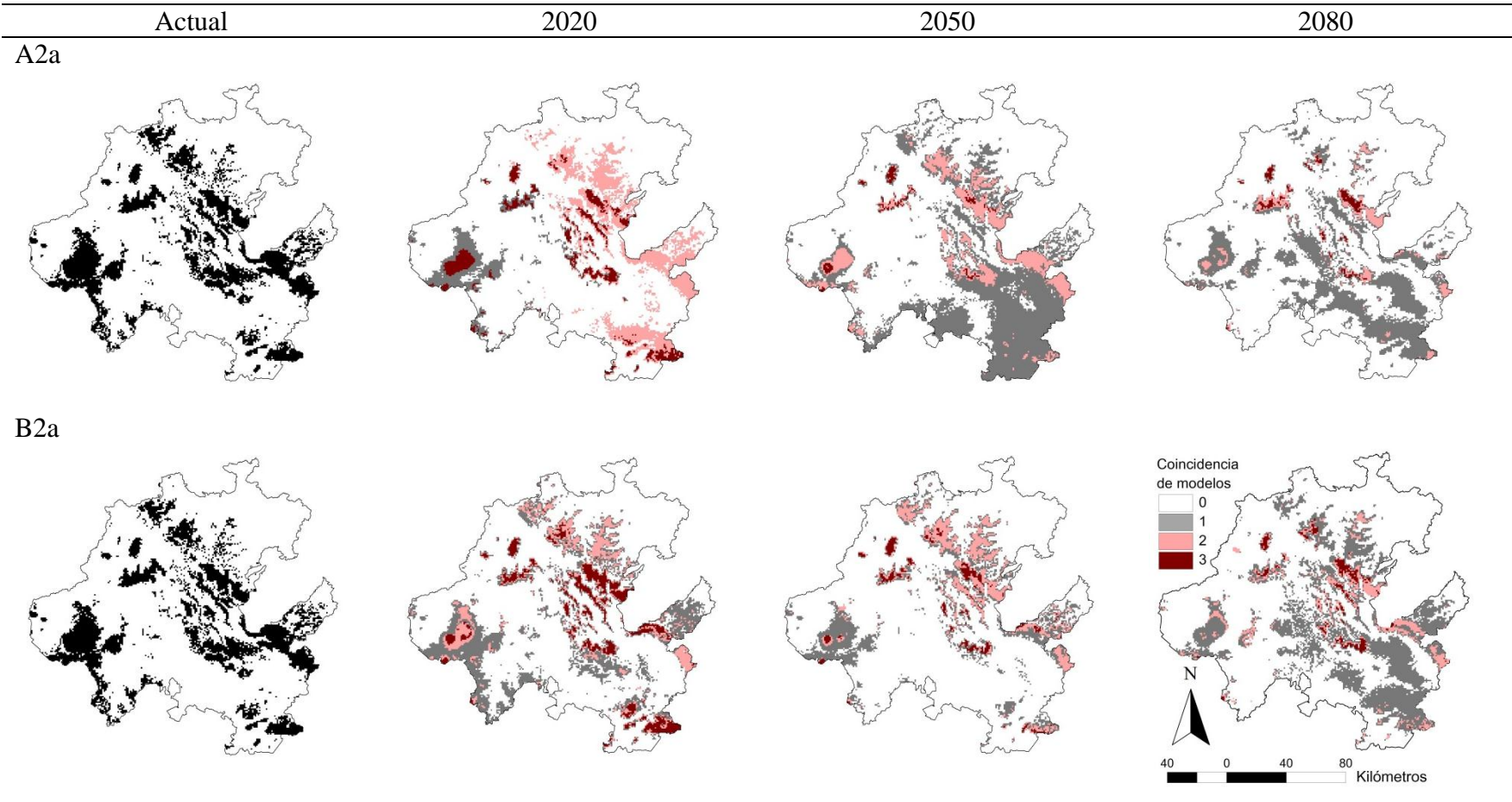
Especies	Distribución actual	Distribución potencial predicha para el 2080	Área estable	Área perdida	Área ganada
<i>T. alba</i>	20 898.05	16 472.73	16 472.44 (78.82%)	4 425.61 (21.18%)	0.29 (0.001%)
<i>P. flammeolus</i>	5 089.48	1 787.37	1 871.07 (36.76%)	3 218.41 (63.24%)	1 114.56 (21.90%)
<i>M. kennicottii</i>	8 204.40	3 688.83	3 380.95 (41.21%)	4 823.45 (58.79%)	307.88 (3.75%)
<i>M. asio</i>	4 131.44	8 417.39	3 870.00 (93.67%)	262.87 (6.36%)	9 129.19 (220.97%)
<i>M. trichopsis</i>	11 268.58	4 729.71	3 503.07 (31.09%)	7 765.51 (68.91%)	1 226.64 (10.89%)
<i>M. guatemalae</i>	3 624.04	5 222.49	3 293.80 (90.89%)	330.24 (9.11%)	1 928.69 (53.22%)
<i>B. virginianus</i>	17 249.88	19 218.71	16 305.89 (94.53%)	943.99 (5.47%)	2 912.82 (16.89%)
<i>G. gnoma</i>	5 142.80	4 839.22	3 538.33 (68.80%)	1 604.47 (31.20%)	1 300.89 (25.30%)
<i>G. sanchezi</i>	2 530.98	791.77	746.19 (29.48%)	1 784.79 (70.52%)	45.58 (1.80%)
<i>G. brasilianum</i>	4 395.46	4 715.38	3 849.93 (87.59%)	545.53 (12.41%)	865.45 (19.69%)
<i>M. whitneyi</i>	4 730.00	11 252.53	3 853.66 (81.47%)	876.34 (18.53%)	7 398.87 (156.42%)
<i>A. cunicularia</i>	10 485.98	9 274.81	6 667.01 (63.58%)	3 818.97 (36.42%)	2 607.81 (24.87%)
<i>C. virgata</i>	5 189.24	4 748.35	4 127.43 (79.54%)	1 061.81 (20.46%)	531.48 (10.24%)
<i>C. nigrolineata</i>	1 756.98	369.23	299.85 (17.07%)	1 457.13 (82.93%)	69.37 (3.95%)
<i>A. otus</i>	17 980.88	15 554.82	15 355.30 (85.40%)	2 625.58 (14.60%)	199.52 (1.11%)
<i>A. stygius</i>	2 523.24	1 617.95	948.01 (37.57%)	1 575.23 (62.43%)	608.02 (24.10%)
<i>A. flammeus</i>	16 566.18	8 782.03	8 445.49 (50.98%)	8 120.69 (49.02%)	336.55 (2.03%)
<i>A. acadicus</i>	5 921.10	4 227.19	2 944.93 (49.73%)	2 976.32 (50.27%)	1 282.26 (21.66%)

Anexo VI. Distribución geográfica para 18 especies de búhos presentes en Hidalgo. En color negro se muestra la distribución potencial actual, para los años futuros (2020, 2050 y 2080), en color rojo se muestran las coincidencias de tres MCG, en color rosa se indica la combinación de dos modelos, el color gris señala la presencia de sólo un modelo y el color blanco sugiere la ausencia de modelos. Esto fue realizado para dos escenarios de emisión de CO<sub>2</sub> (A2a y B2a).

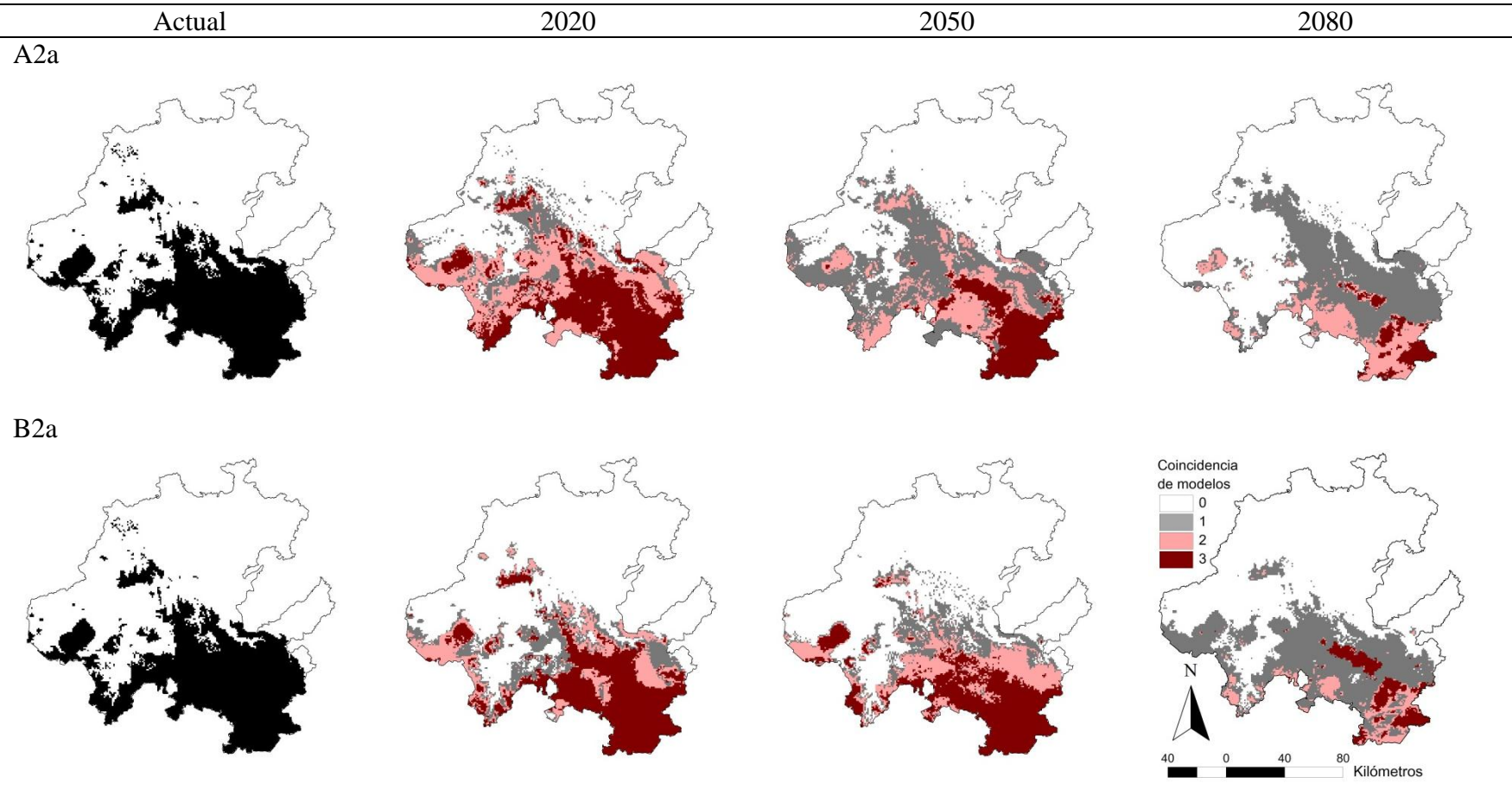
1. *Tyto alba*



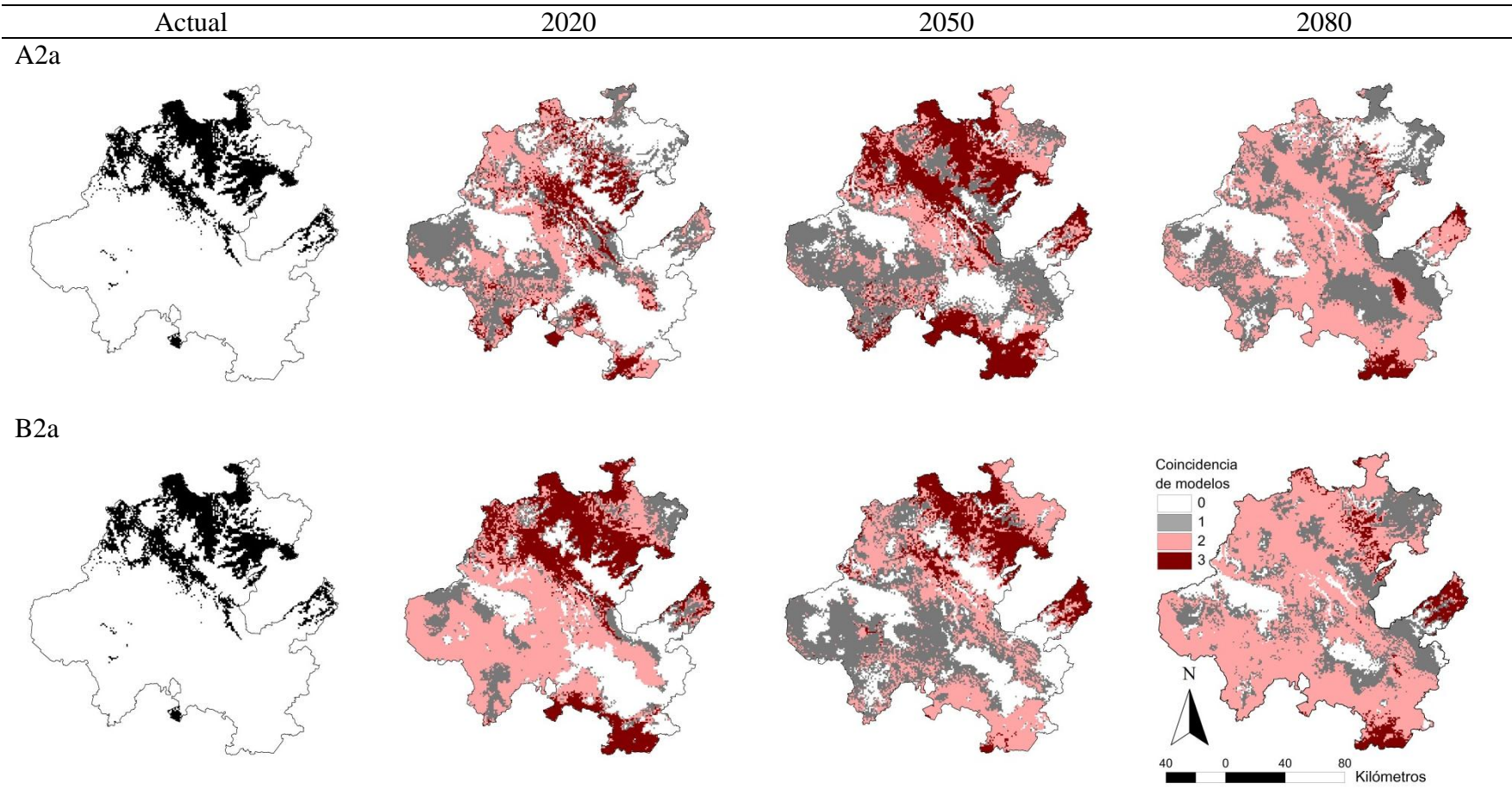
2. *Psiloscopus flammeolus*



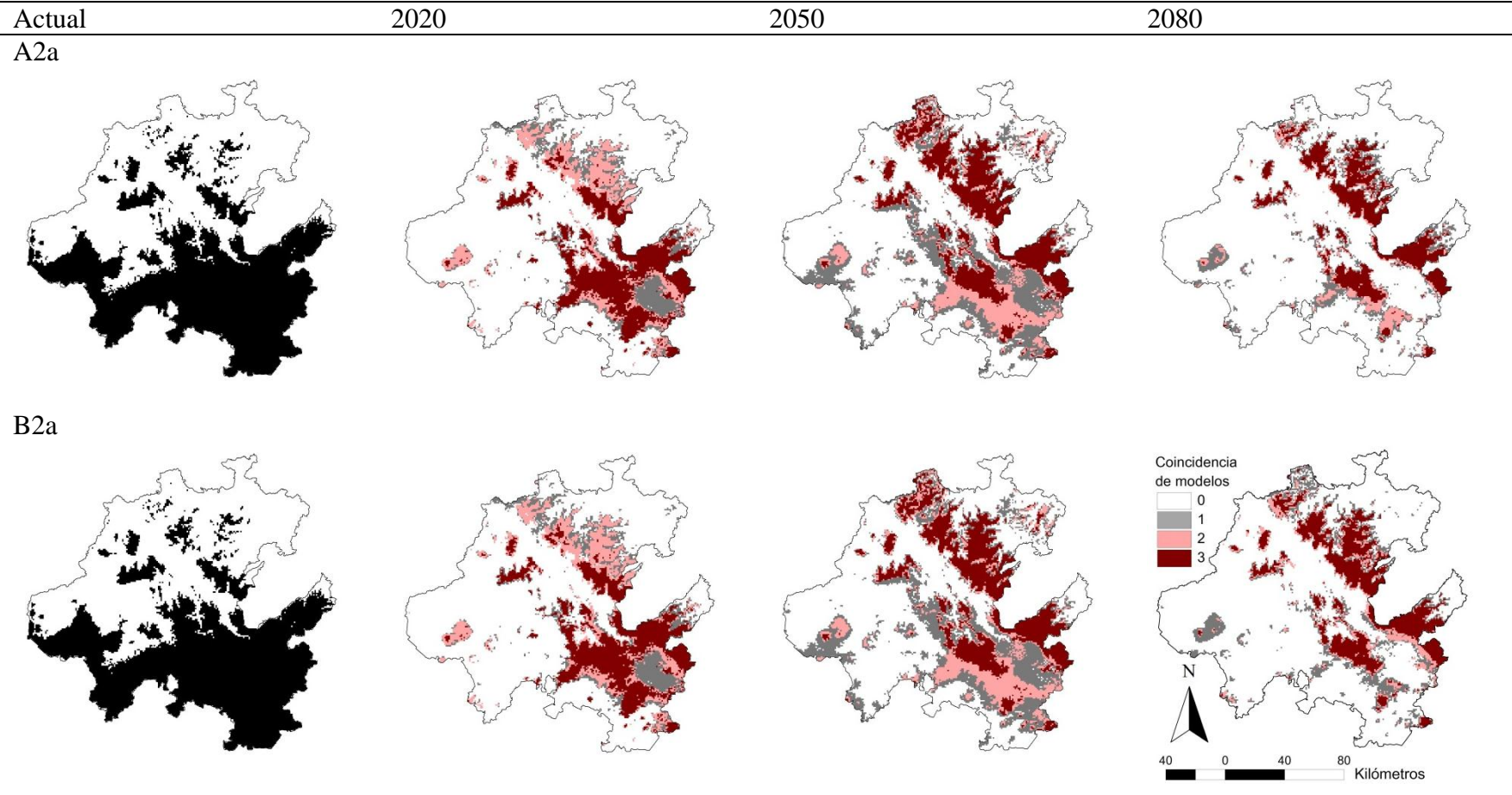
3. *Megascops kennicottii*



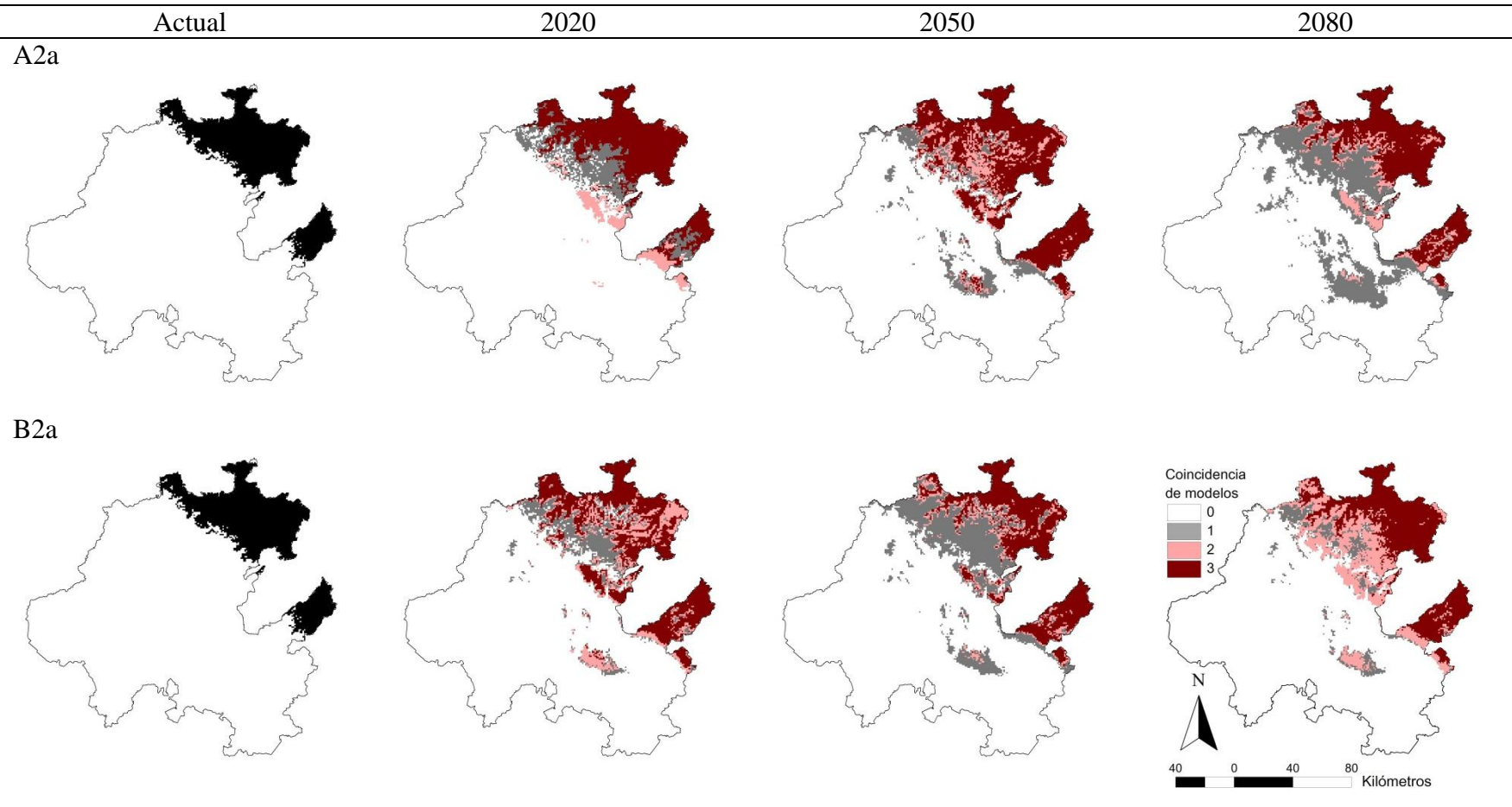
4. *Megascops asio*



5. *Megascops trichopsis*

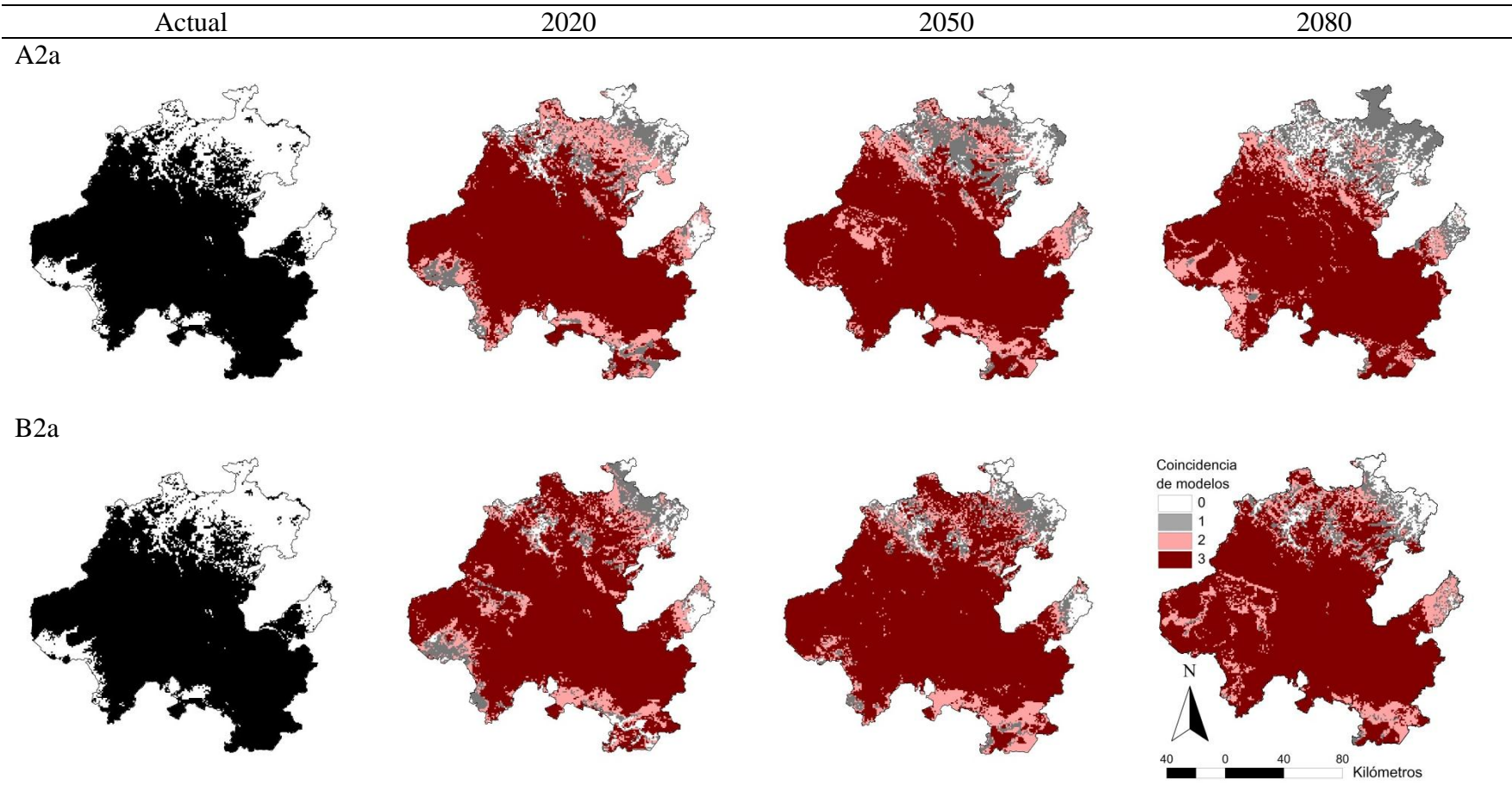


6. *Megascops guatemalae*

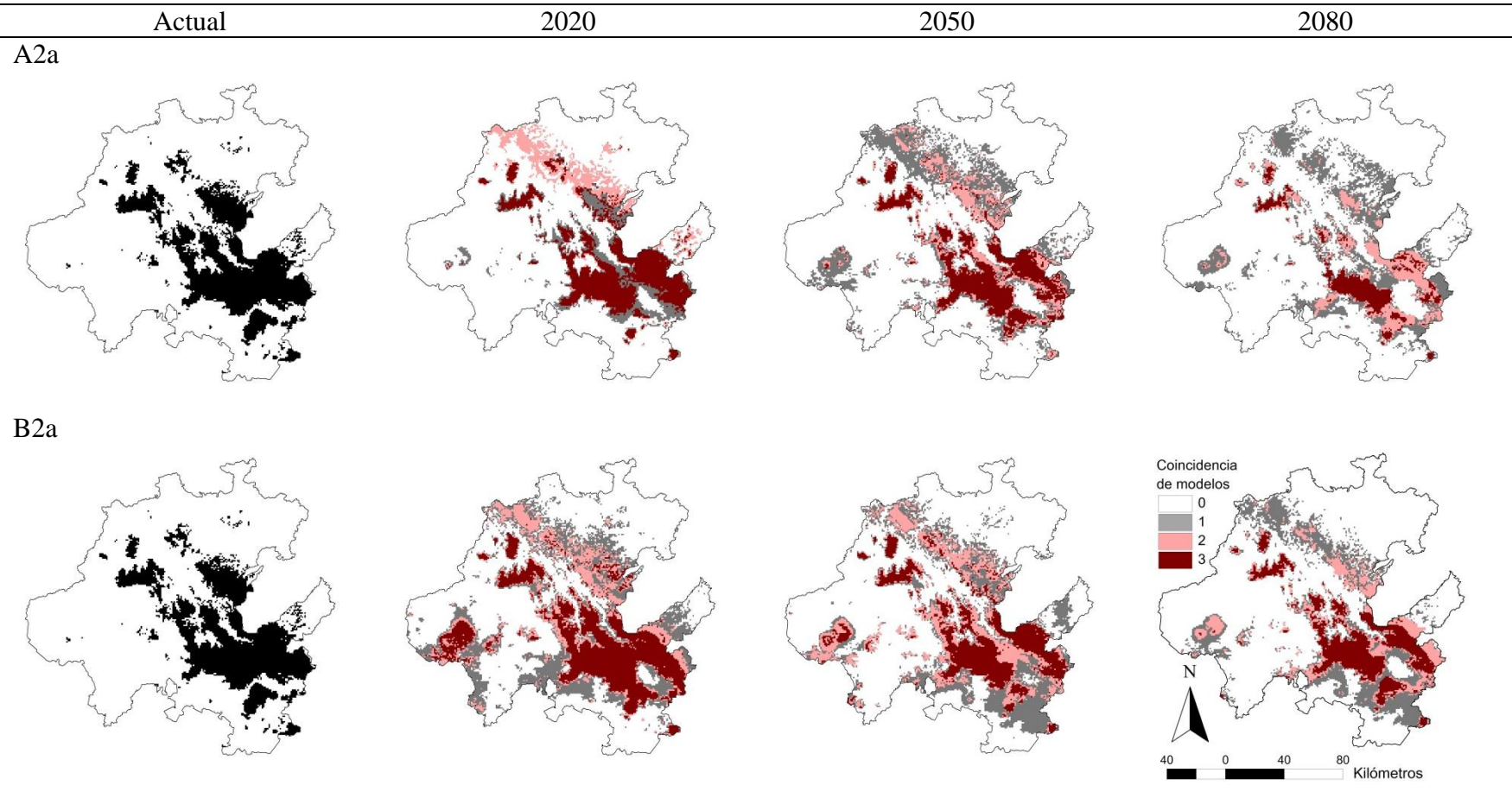




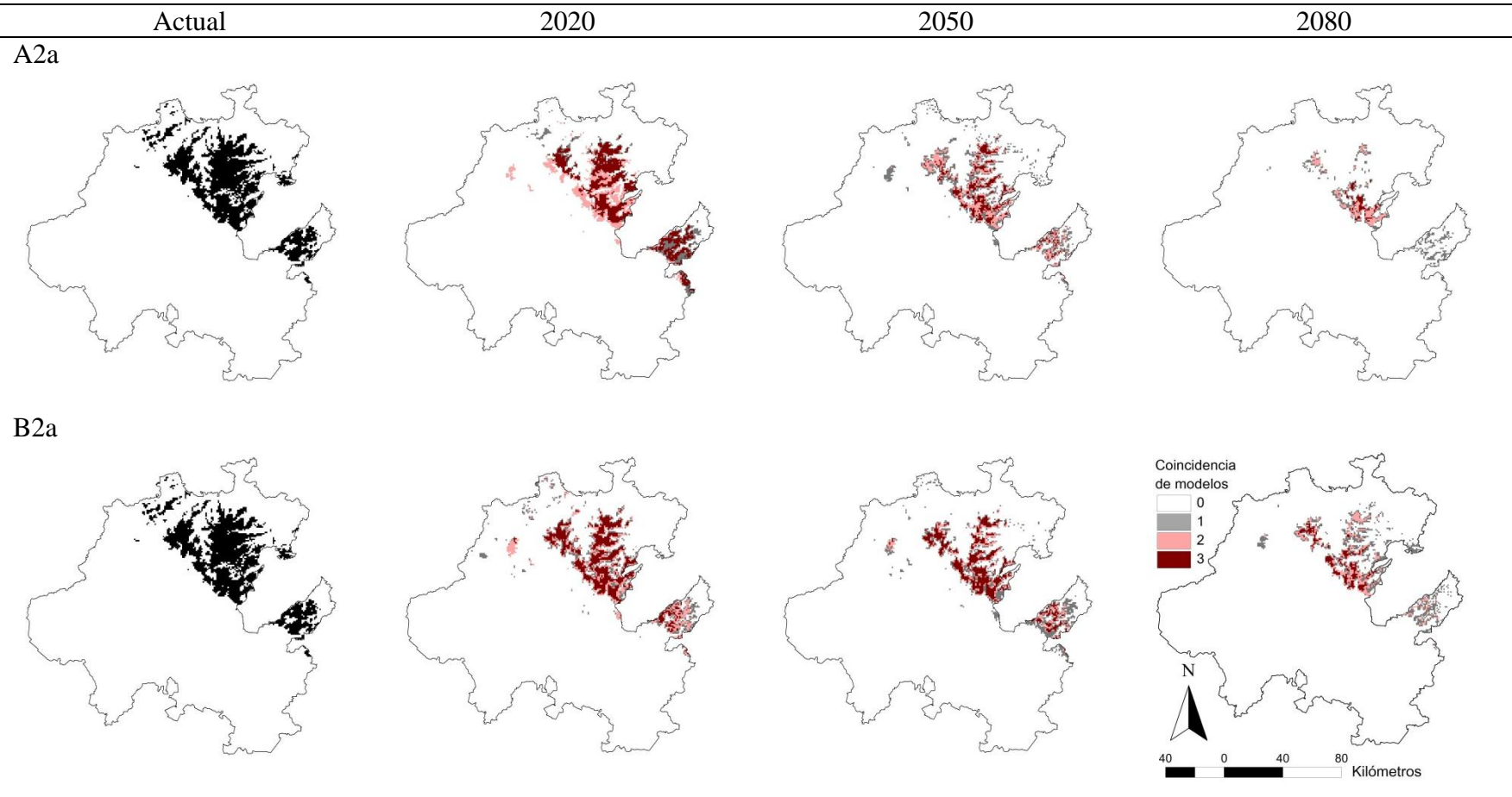
7. *Bubo virginianus*



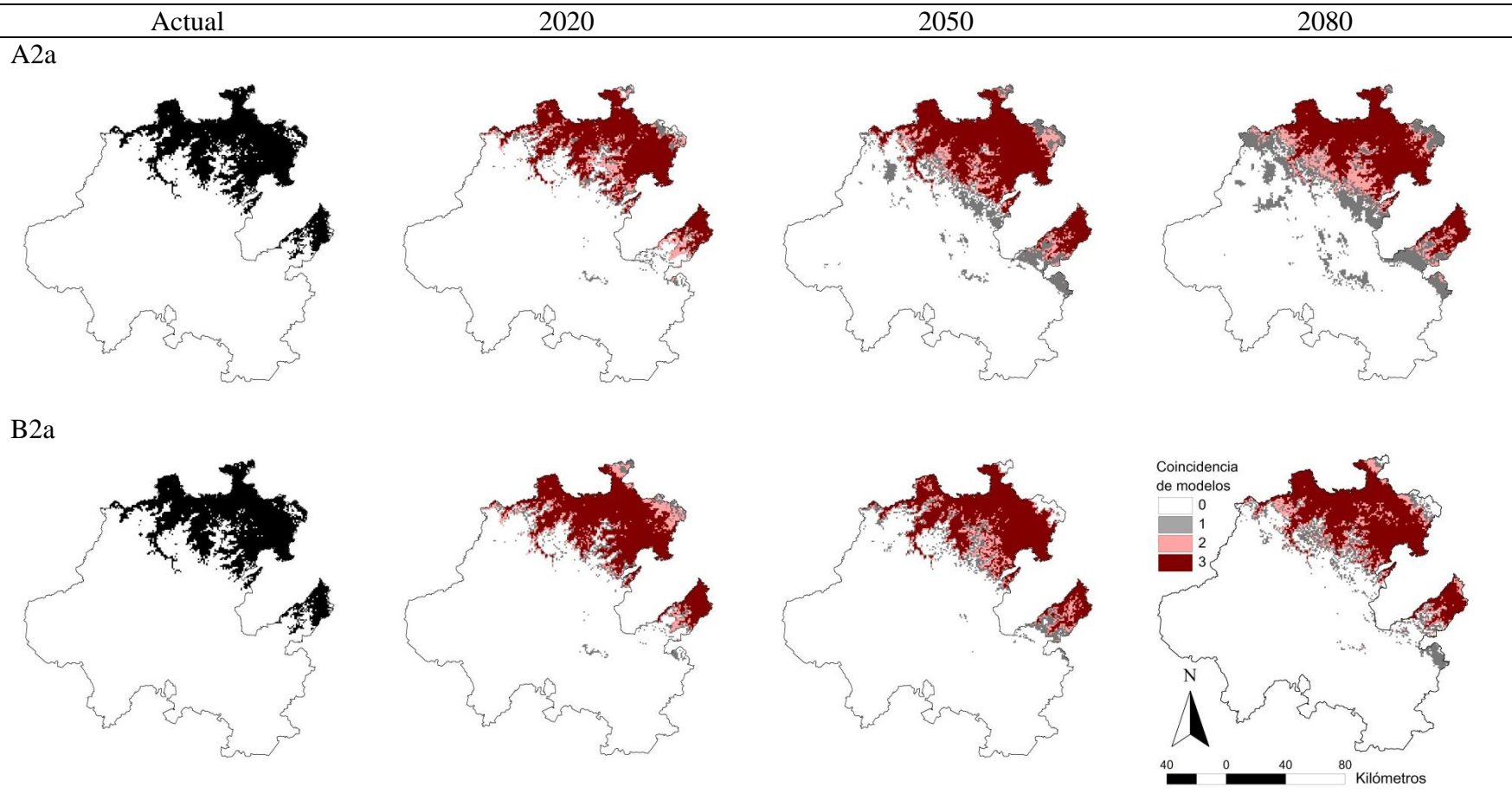
8. *Glaucidium gnoma*



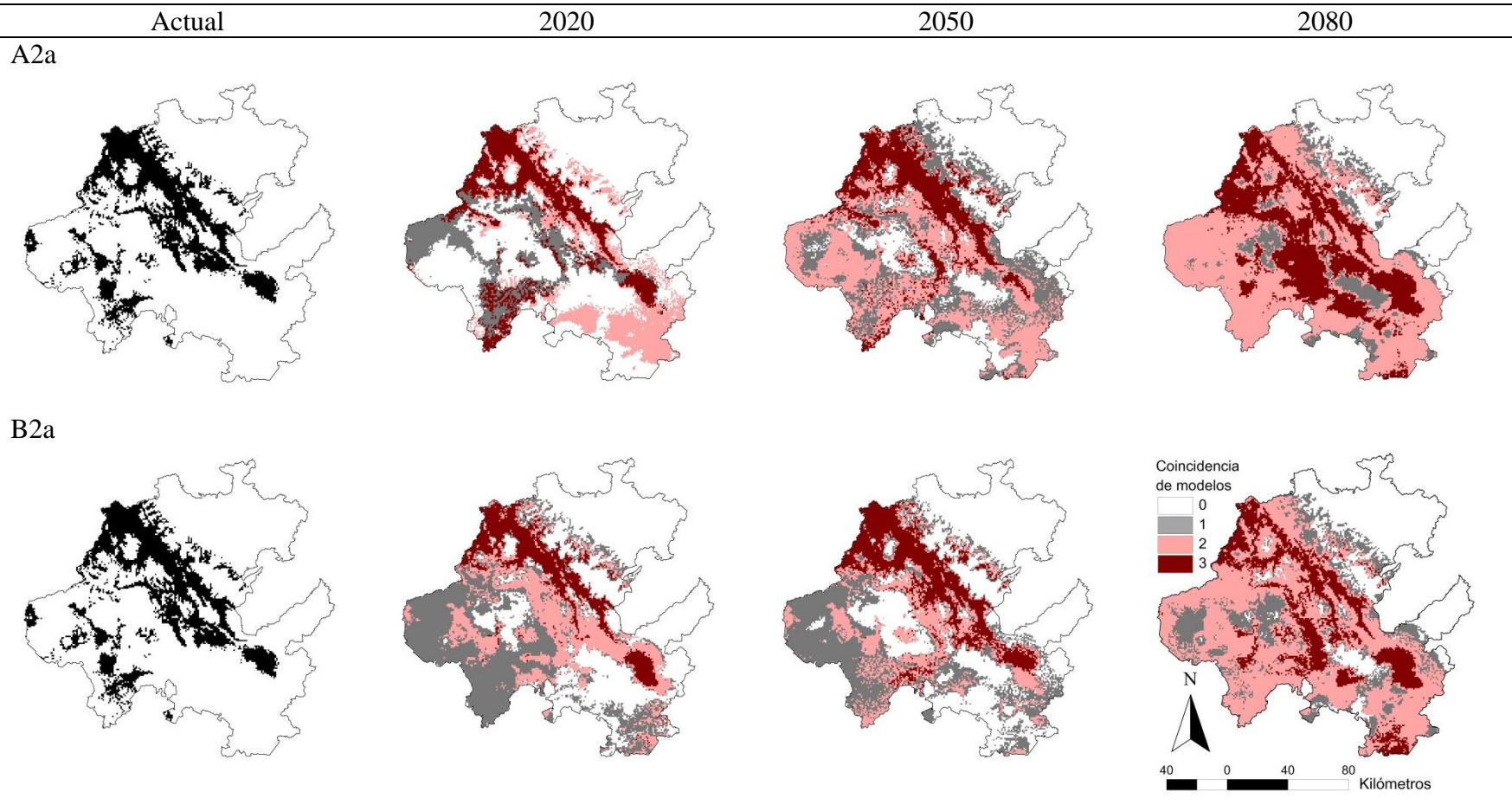
9. *Glaucidium sanchezi*



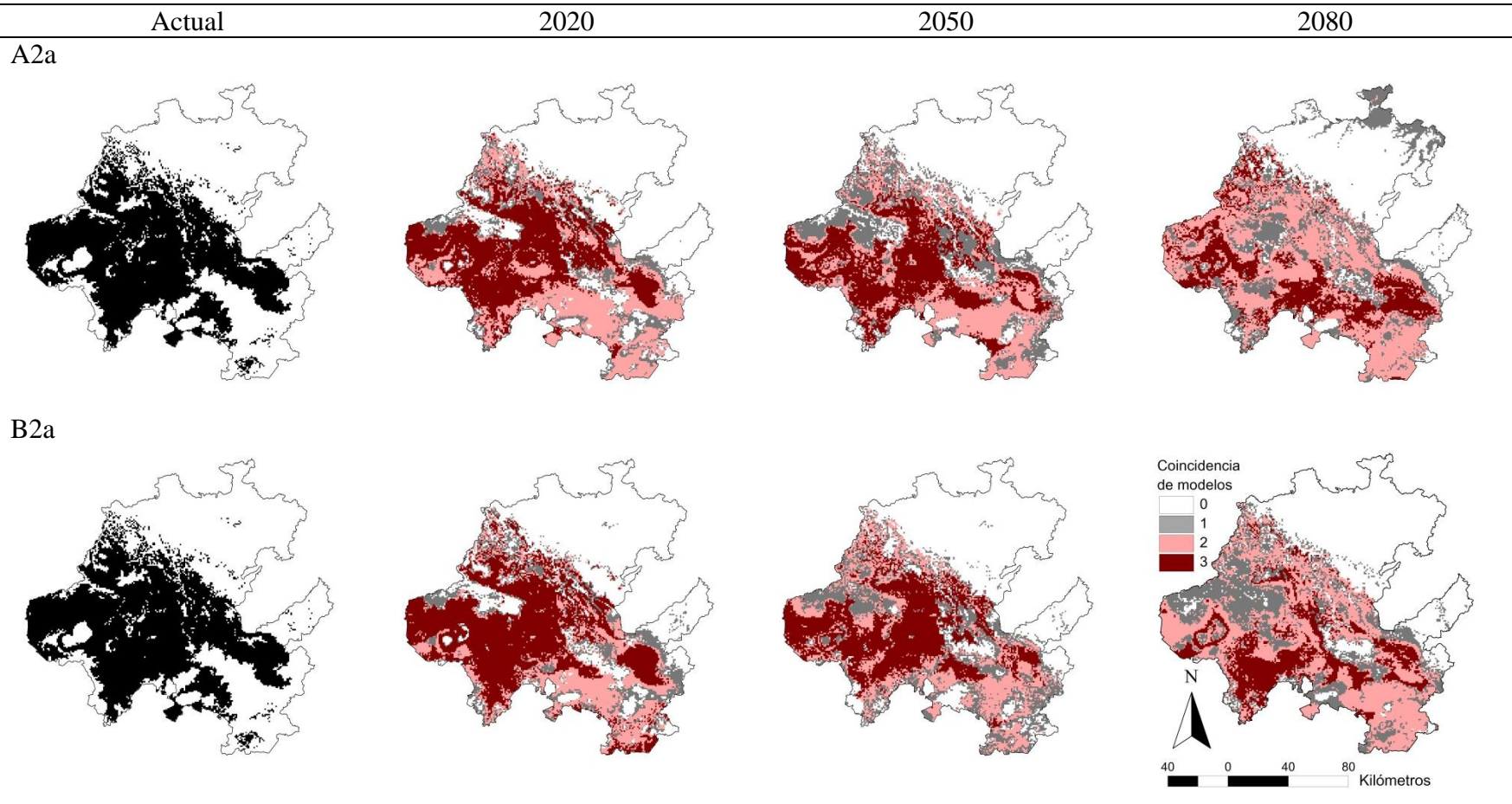
10. *Glaucidium brasilianum*



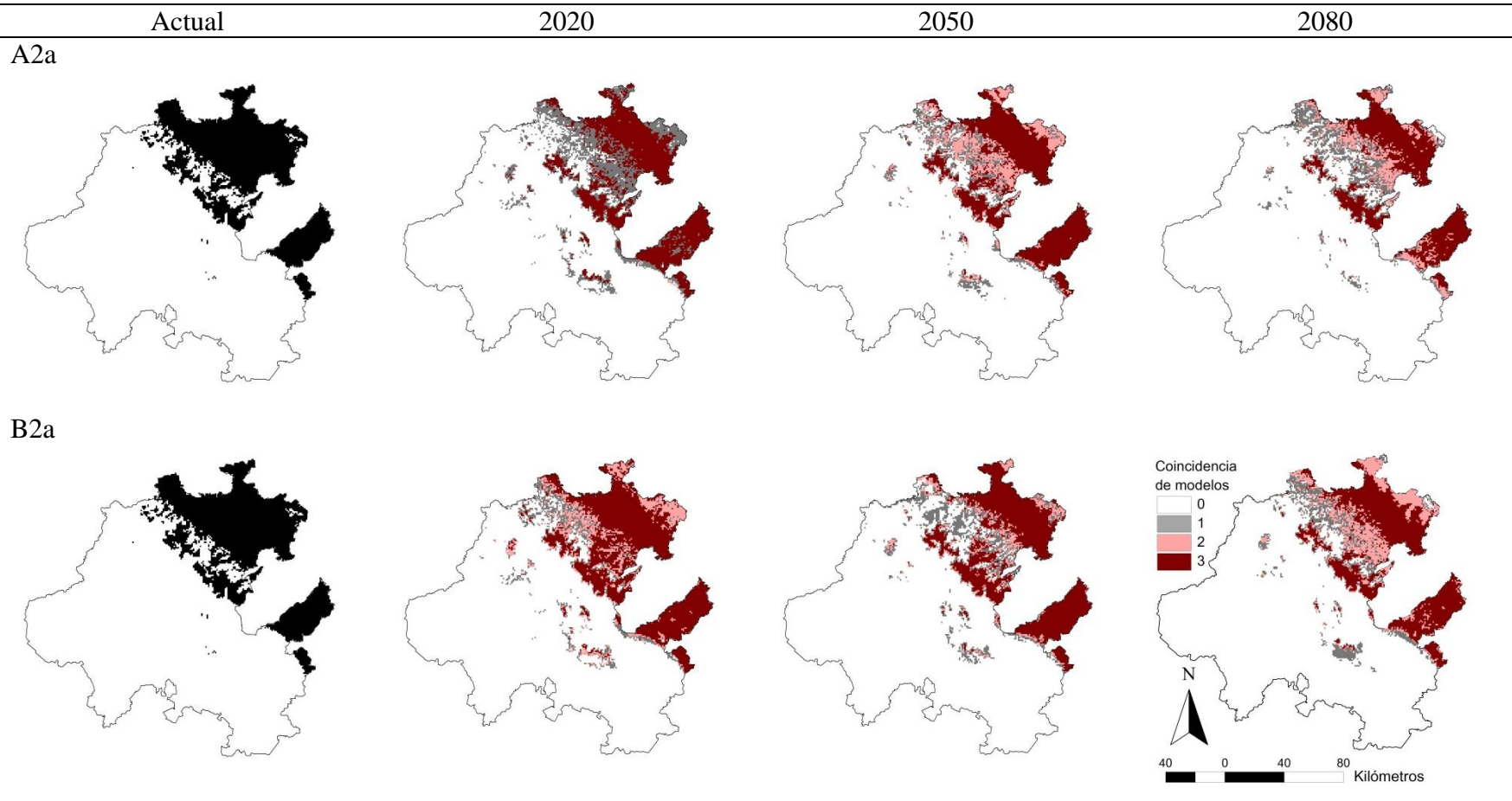
11. *Micrathene whitneyi*



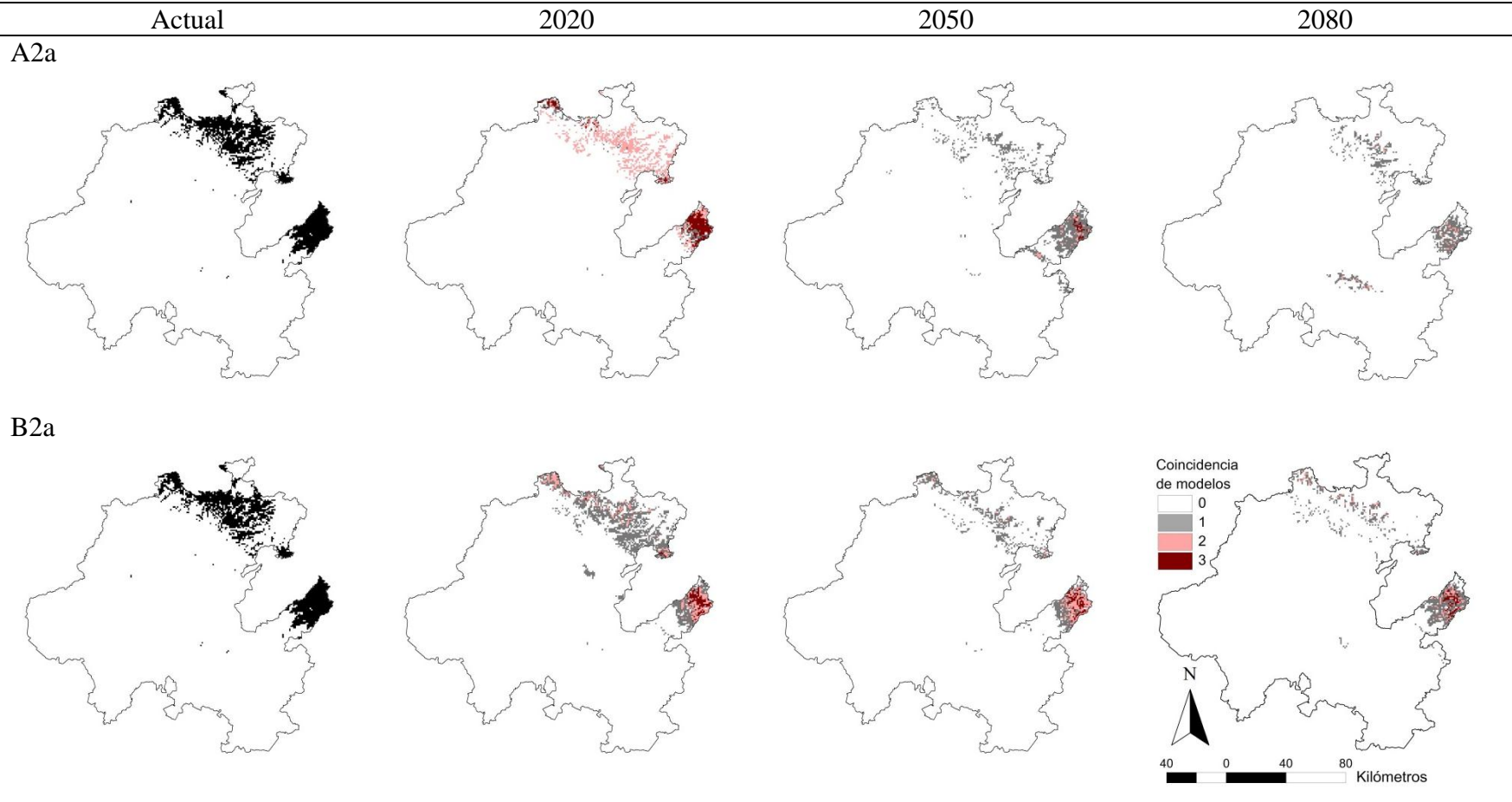
12. *Athene cunicularia*



13. *Ciccaba virgata*

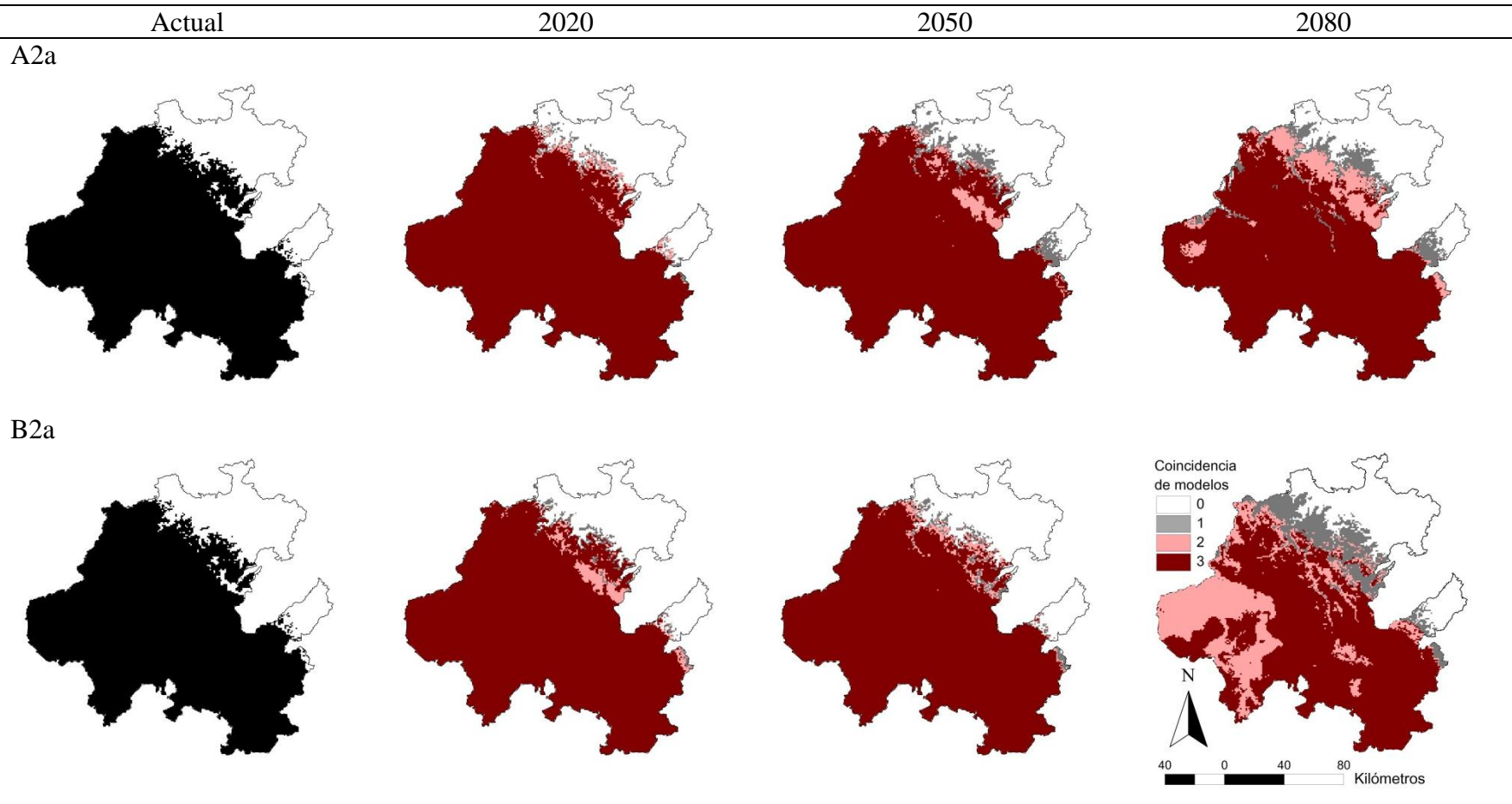


14. *Ciccaba nigrolineata*

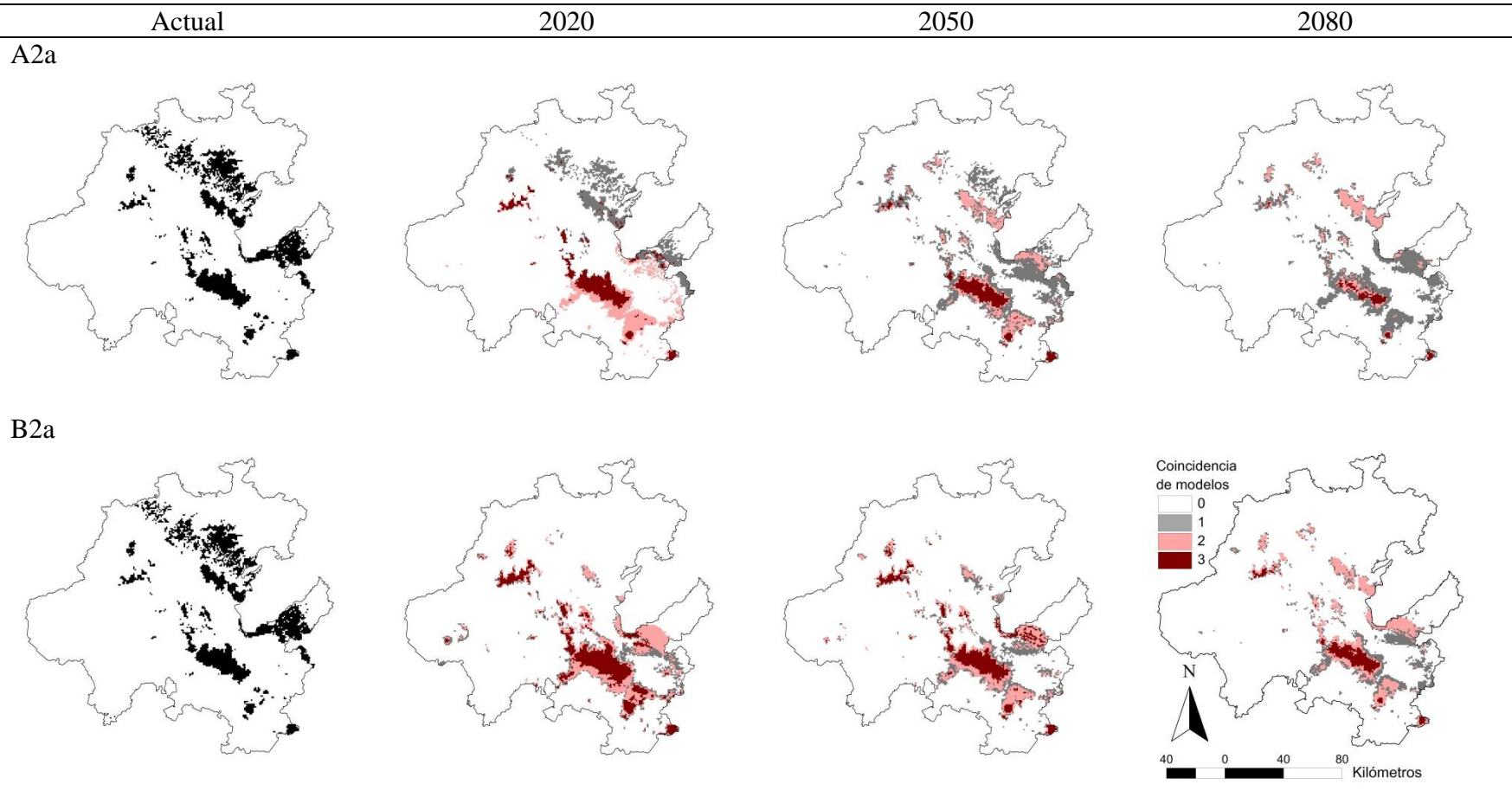




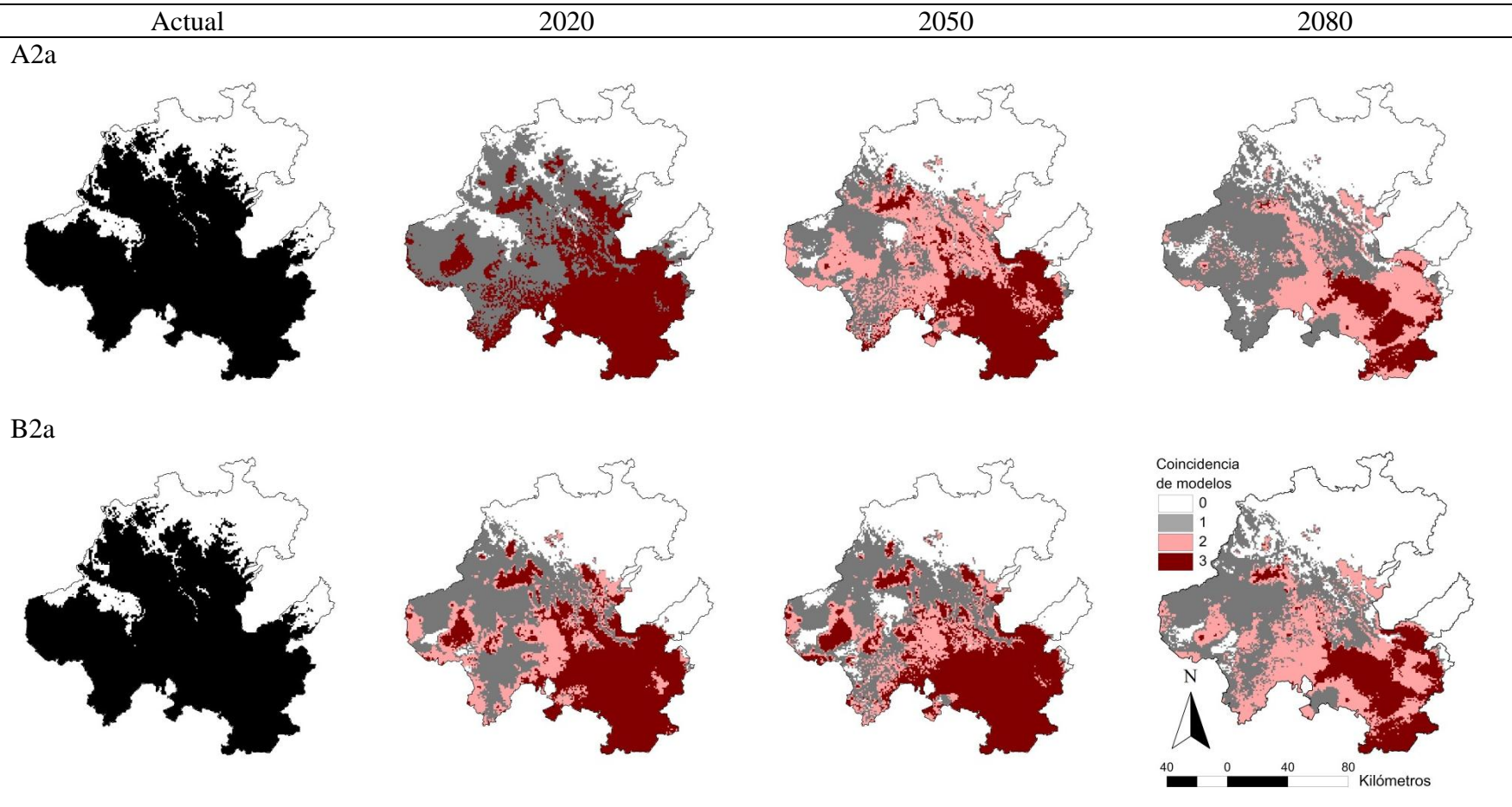
15. *Asio otus*



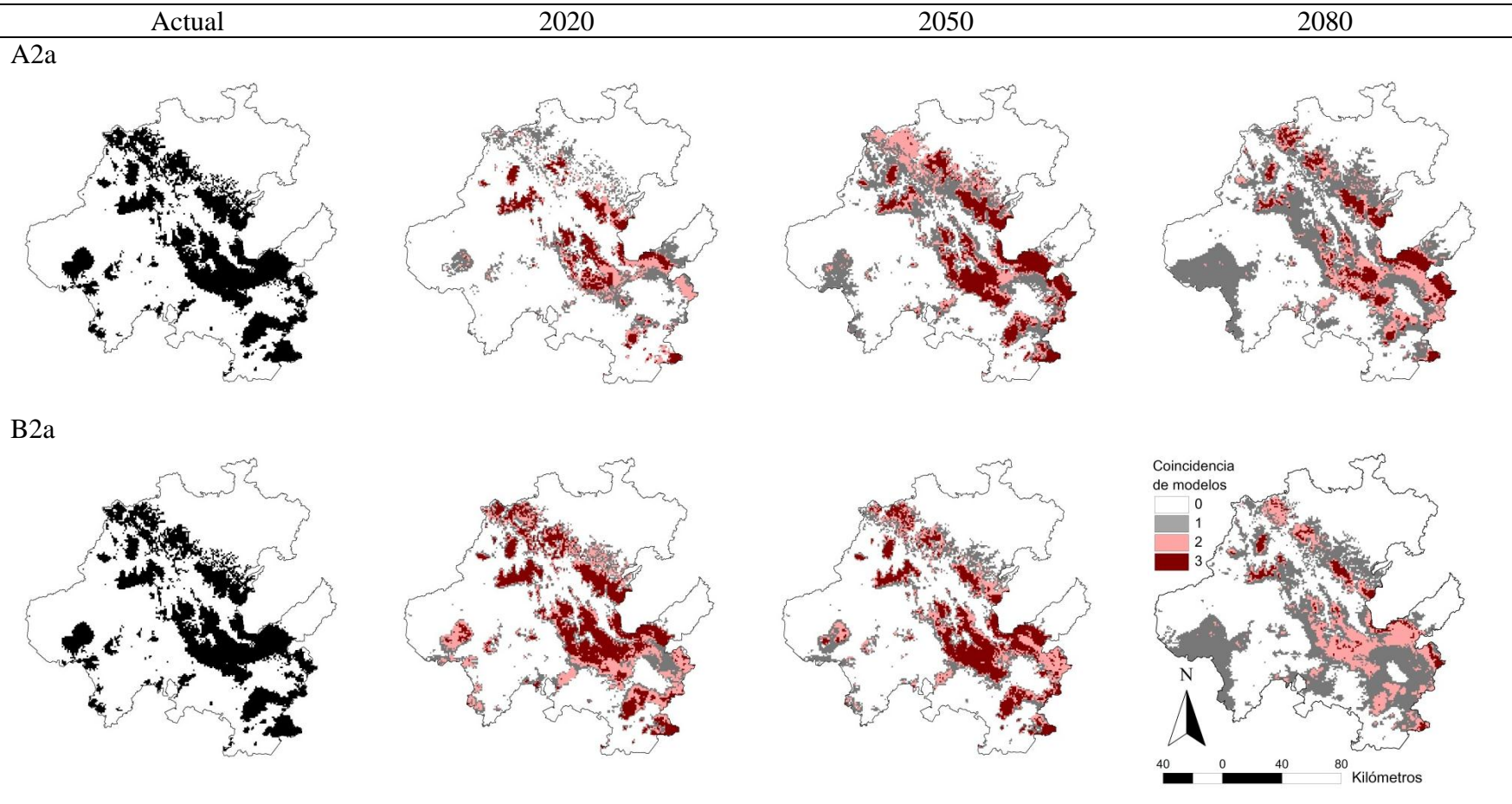
16. *Asio stygius*



17. *Asio flammeus*



18. *Aegolius acadicus*



## **Predicciones del impacto del cambio climático en la riqueza y composición de las comunidades de búhos, implicaciones para su conservación en Hidalgo, México**

### **Resumen**

Predecir los cambios en la distribución de las especies debido a los disturbios climáticos es un reto. El objetivo de este estudio fue evaluar a nivel comunidad cómo se podría modificar la riqueza y la composición de los ensamblajes de especies de búhos debido al cambio climático en el estado de Hidalgo, México. Para elaborar los modelos de distribución potencial de las especies de búhos presentes en distintos años (actual, 2050 y 2080) se empleó un modelo de circulación general y un escenario severo de cambio climático. Con estos modelos se construyeron ensamblajes de especies para calcular la riqueza de especies y disimilitud en cada año estudiado. Los resultados indican que los sitios con alta riqueza de especies se encontrarán al sur del estado en los distintos años modelados. Se estima que la composición de especies se modificará con el tiempo, que en las selvas húmedas y los bosques mesófilos ocurrirán disminuciones en la riqueza de especies para el año 2080, que la mayor disimilitud podría presentarse en los bosques mesófilos, y que las áreas naturales protegidas llegarán a resguardar el 78% de las especies de búhos para el año 2080. Es necesario considerar estas predicciones al implementar políticas de conservación de los búhos presentes en el estado de Hidalgo.

## Introducción

El cambio climático global (CCG) hace difícil predecir la distribución geográfica de las especies debido a los alcances y consecuencias ecológicas que tiene en ellas (La Sorte y Jetz 2010). Uno de los métodos más adecuados para pronosticar los cambios en la biodiversidad son los modelos de nicho ecológico (Peterson *et al.* 2001, 2006, Anderson *et al.* 2002, Araújo y Peterson 2012). Los modelos de nicho ecológico relacionan la distribución de las especies y variables climáticas actuales, determinando las condiciones ambientales donde las especies pueden potencialmente vivir. La mayoría de estas aproximaciones han sido usadas para conocer la distribución potencial de especies en la actualidad o en el futuro (Ferrier y Guisan 2006). El uso de estas asociaciones nos ayuda a predecir posibles cambios en la distribución de las especies bajo escenarios de CCG (Kadmon *et al.* 2003, Peterson 2006). Esto ha llevado a hipotetizar modificaciones en la distribución de las especies, ya sea como expansiones, reducciones y desaparición de las mismas (Parra-Olea *et al.* 2005, Monadjem *et al.* 2012, Barve *et al.* 2012).

La variación en la distribución de las especies debido al CCG puede inducir reorganizaciones de las comunidades locales (Fitzpatrick y Hargrove 2009). A pesar de esta lógica, estos posibles nuevos ensamblajes de especies han sido poco estudiados y sólo lo han sido a escalas continentales o nacionales (Peterson *et al.* 2002, La Sorte y Jetz 2010, Albouy *et al.* 2012, Ochoa-Ochoa *et al.* 2012). Las nuevas comunidades que se podrían generar por el CCG se pueden predecir geográficamente por la agregación de los resultados de las proyecciones a nivel de especie (Dornelas *et al.* 2013). Con ello se pueden hacer ensamblajes de estas proyecciones para conocer la estructura y composición de las comunidades futuras en límites temporales definidos. Este método consiste en “predecir primero [a nivel especie] y ensamblar más tarde [a nivel comunidad]” (Ferrier y Guisan 2006, Baselga y Araújo 2010).

Las aves rapaces son un grupo vulnerable al CCG, ya que son depredadores que se encuentran en la cima de las cadenas tróficas, son una pieza importante en los ecosistemas, e influyen en la dinámica y estructura de las comunidades de presas de las que se alimentan

(Thiollay 1984, 2007, Rodríguez-Estrella *et al.* 1998, Wichmann *et al.* 2003, Sergio *et al.* 2005), presentan ámbitos hogareños amplios (Thiollay 1984) y tienen hábitos alimenticios variados (Herrera y Hiraldo 1976, Jaksic y Braker 1983, Hiraldo *et al.* 1991). Por lo tanto, son considerados buenos indicadores de la calidad de hábitat y son sensibles a perturbaciones humanas o a la contaminación ambiental (Newton y Bogan 1974). En particular, las aves rapaces nocturnas (búhos y lechuzas), son un grupo poco estudiado y pueden ser altamente sensibles al CCG (Peterson y Robins 2003). Aunque este aspecto ha sido poco estudiado, puede tener fuertes implicaciones ecológicas, ya que muchas de estas especies son de distribución restringida, tienen tasas bajas de reproducción y viven en hábitats amenazados (Wichmann *et al.* 2003, Monadjem *et al.* 2012).

Cuando se planea la conservación de un grupo de especies es conveniente considerar una escala geopolítica. Esto es debido a que puede ser una opción viable para implementar políticas de mitigación y planificación de la conservación a nivel regional y local (Illoldi-Rangel *et al.* 2008). En este sentido el estado de Hidalgo se localiza en una zona de transición entre las zonas biogeográficas Neártica y Neotropical, con cuatro provincias biogeográficas. La entidad tiene una orografía variada en la que predominan las zonas montañosas (Delgado y Márquez 2006), lo que genera una complejidad climática y de tipos de vegetación en distancias relativamente pequeñas. Debido a ello es posible realizar en dicha entidad estudios de grupos focales de importancia para la conservación, como los búhos (Sergio *et al.* 2005).

El objetivo de este estudio fue evaluar los efectos del CCG en la estructuración de las comunidades futuras de búhos del estado de Hidalgo, México. Para esto nos planteamos cuatro preguntas: 1) ¿Variará la riqueza de búhos a través del tiempo debido al CCG? Si es así, 2) ¿Cómo cambiará esta riqueza por eco-región?, 3) ¿Cómo se modificará la composición de los ensamblajes de especies de búhos con el paso del tiempo debido al CCG? y, 4) ¿Las áreas naturales protegidas pueden garantizar la conservación de sitios con mayor riqueza de búhos en la actualidad y en el futuro?

## **Materiales y Métodos**

### *Área de estudio*

El estado de Hidalgo se ubica en la porción centro-este de México (19°35'52'' - 21°25'00'' N y 97°57'27'' - 99°51'51'' O) y tiene una extensión territorial de 20905 km<sup>2</sup> (1.1% de México). Esta entidad presenta una variación altitudinal que va desde los 18 a 3490 msnm (INEGI 2005, Martínez-Morales *et al.* 2007). Presenta cuatro provincias biogeográficas (Altiplano Mexicano, Eje Volcánico Transmexicano, Golfo de México y Sierra Madre Oriental; CONABIO 1997, Morrone *et al.* 2002, Morrone 2005) y seis ecorregiones (INEGI *et al.* 2008): Bosques de coníferas y encinos de la Faja Volcánica Transmexicana, bosques de coníferas y encinos de la Sierra Madre Oriental, bosques mesófilos de montaña de Veracruz, matorrales xerófilos del sur de la Meseta Central, selvas húmedas de la Planicie Costera de Veracruz y selvas secas de la Planicie Costera de Tamaulipas. En esta entidad se han registrado 17 tipos de vegetación (Velázquez *et al.* 2002), teniendo una mayor superficie el matorral xerófilo (12.17%). Se encuentran tres tipos de clima; el cálido y semicálido con temperaturas medias de 18-26°C, presente hacia el noreste del estado; el templado húmedo y subhúmedo, con temperaturas medias de 12-18 °C, presente en las zonas montañosas, y; el árido y semiárido con temperaturas promedio entre los 12-22 °C, en zonas del oeste y centro del estado. Esta variedad topográfica y climática genera variaciones en microclimas y una alta riqueza de especies.

Hidalgo presenta cinco Áreas Naturales Protegidas (ANP) de carácter federal: Reserva de la Biosfera Barranca de Metztitlán (96043 ha), Parque Nacional Los Mármoles (23150 ha), Parque Nacional El Chico (2739 ha), Área de Protección de Recursos Naturales Zona Protectora Forestal Vedada Cuenca Hidrográfica del Río Necaxa (que incluye porciones del estado de Hidalgo y Puebla, con 9491 ha en Hidalgo) y Parque Nacional Tula (99.5 ha). En conjunto las ANP que se encuentran en el estado de Hidalgo cubren el 6.29% de la superficie de la entidad. Además, en las ANP se encuentran presentes ocho tipos de vegetación (bosque de coníferas distintas a *Pinus*, bosque de encino, bosque de pino, matorral espinoso tamaulipeco submontano, matorral rosetófilo, matorral sarcocrasicaule,



mezquital-huizachal y selva baja caducifolia), de las 17 comunidades vegetales clasificadas para el estado.

El estado de Hidalgo tiene una riqueza de 512 especies de aves (Martínez-Morales *et al.* 2007, Valencia-Herverth *et al.* 2012b), de las cuales 18 especies son búhos y lechuzas (Valencia-Herverth *et al.* 2012a). De estas últimas 14 especies son residentes (*Tyto alba*, *Megascops kennicottii*, *M. asio*, *M. trichopsis*, *M. guatemalae*, *Bubo virginianus*, *Glaucidium gnoma*, *G. sanchezi*, *G. brasilianum*, *Athene cunicularia*, *Ciccaba virgata*, *C. nigrolineata*, *A. stygius* y *Aegolius acadicus*), cuatro son migratorias neotropicales (*Micrathene whitneyi*, *A. cunicularia*, *Asio otus* y *A. flammeus*), y una especie es transitoria (*Psilosops flammeolus*). De las especies de búhos para Hidalgo, una especie presenta poblaciones residentes y migratorias (*A. cunicularia*; Olivares y Zuria 2013). Además en la zona se encuentra una especie endémica para México (*G. sanchezi*) y dos son cuasiendémicas (*P. flammeolus* y *M. whitneyi*). En la Norma Oficial Mexicana de especies en riesgo de conservación (SEMARNAT 2010), sólo una especie se encuentra catalogada como en peligro de extinción (*G. sanchezi*), dos especies (*C. nigrolineata* y *A. stygius*) están en la categoría de amenazadas, y tres en calidad de sujetas a protección especial (*M. asio*, *A. cunicularia* y *A. flammeus*). A nivel estatal la mayor riqueza de búhos se presenta en los bosques de pino y encino, ambos con 11 especies (Valencia-Herverth *et al.* 2012a). La mayoría de estas especies presentan principalmente hábitos nocturnos, aunque algunas son diurnas y crepusculares, tienen dietas variadas, se distribuyen en diferentes tipos de vegetación y algunas especies presentan ámbitos hogareños amplios (Mikkola 2012).

#### *Recopilación de datos*

Para determinar la composición futura de las comunidades de búhos se generó una base de datos de 2596 de registros a nivel regional, correspondiente a 18 especies de búhos que se distribuyen en el estado de Hidalgo (Anexo 1). Los registros se obtuvieron de: a) revisión de literatura especializada, b) consulta de bases de datos electrónicas, c) colecciones científicas y d) trabajo de campo (ver más detalles en Valencia-Herverth *et al.* 2012a). Estos registros fueron proyectados en un sistema de información geográfica (Arc View GIS

Ver. 3.2; ESRI 1999) para determinar su ubicación espacial e independencia de los registros (ver abajo).

#### *Modelos de distribución de especies*

Para realizar los modelos de distribución actual de cada especie se utilizaron 19 variables bioclimáticas, derivadas de datos mensuales de temperatura y precipitación en un periodo de 50 años (1950-2000), obtenidas de la página de WorldClim (Hijmans *et al.* 2005). Para las predicciones futuras se utilizó el modelo de circulación general Canadian Center for Climate Modelling and Analysis, second generation coupled global climate model (CCCMA: CGCM2), que es de los más empleados a nivel nacional (Conde y Gay 2008, Bravo-Cadena 2011, Evangelista *et al.* 2011, Feria *et al.* 2013) y ha sido probado como uno de los mejores modelos para México (Conde y Gay 2008), ya que presenta predicciones menos drásticas en comparación con otros modelos (*e.g.* HADMC3). Se consideró un escenario de cambio climático severo (A2a), que proyecta un aumento de temperatura relativamente alta en comparación con otros escenarios (García *et al.* 2013) y dos escalas temporales con una diferencia de 30 años entre cada modelo (2050 y 2080). Todas las variables fueron ajustadas a un sistema geográfico de latitud-longitud, con resolución de 800 m. Utilizamos el algoritmo MaxEnt Ver. 3.3.3 para obtener los modelos de nicho ecológico de cada especie (Phillips *et al.* 2006), este algoritmo estima la distribución de probabilidad de máxima entropía (es decir, la más cercana a la uniformidad), el cual ha sido evaluado y probado como uno de los mejores modeladores (Elith *et al.* 2006). El algoritmo se basa en datos de presencia conocida (puntos) y variables bioclimáticas asociadas (Phillips *et al.* 2004, 2006).

Se modelaron especies que tuvieron al menos 15 registros espacialmente independientes (i.e. con al menos 1 km de separación). Los parámetros utilizados en MaxEnt para obtener los modelos fueron los preestablecidos en dicho programa (regularization multiplier = 1, maximum number of background points = 10000, convergence limit = 0.00001 y maximum iterations = 500). El 70% de los datos disponibles por especie se utilizaron para generar los modelos y el 30% para evaluarlo (Phillips *et al.* 2006). Se consideraron modelos robustos cuando los valores del área bajo la curva ROC

(AUC=Area under the curve; ROC= Receiver Operating Characteristic, o Característica Operativa del Receptor) fueron superiores a 0.8 (Phillips *et al.* 2006, Marmion *et al.* 2009). Los modelos se realizaron a nivel regional y posteriormente se generó un recorte a nivel estatal, ya que se ha observado que las variables climáticas a una escala regional caracterizan mejor el rango de distribución de las especies (Elith *et al.* 2006, Elith y Leathwick 2007, Guisan *et al.* 2007, Bravo-Cadena 2011). Estos modelos a su vez fueron convertidos a mapas binarios de presencia-ausencia, utilizando como umbral de corte el valor del décimo percentil para cada modelo generado (Pearson *et al.* 2007).

#### *Análisis de riqueza de especies*

Se elaboró una malla de 4873 celdas sobre el polígono del estado de Hidalgo, siendo el tamaño de cada celda de 4 km<sup>2</sup>. Este tamaño de las celdas fue estimado considerando el ámbito hogareño más extenso presentado por las especies de búhos estudiadas. Según la literatura, la especie que presentó el ámbito hogareño mayor es *C. nigrolineata* (Gerhardt *et al.* 1994), con un área de 4.37 km<sup>2</sup>. Con base en esta malla, se obtuvieron los valores de presencia o ausencia para cada una de las celdas de los modelos realizados para las 18 especies de búhos, en todos los años modelados (actual, 2050, 2080). Los valores obtenidos en las celdas (presencia = 1, y ausencia = 0), se conjuntaron simulando comunidades hipotéticas o ensamblajes de especies, con lo que se calculó la riqueza de especies a nivel estatal, por ecorregión y ANP para cada uno de los años modelados.

#### *Análisis de disimilitud*

Para cada celda se comparó la composición de especies de la comunidad actual con las comunidades para cada año modelado (2050, 2080), con la finalidad de determinar las modificaciones temporales de los ensamblajes de especies. Esto se hizo utilizando el índice de disimilitud de Jaccard (*Djac*):

$$Djac = 1 - Ij = \frac{c}{a + b - c}$$

Donde *a* es el número de especies presentes en el tiempo uno, *b* es el número de especies presentes en el tiempo dos y *c* es el número de especies presentes en ambos tiempos. Con el

índice de *Djac* el intervalo de valores va desde 0 (la composición de especies no cambia entre períodos de tiempo) a 1 (la composición de especies cambia completamente entre periodos de tiempo). Se calculó la disimilitud a nivel estatal, por ecorregión y para las diferentes ANP de Hidalgo. Estos patrones espacio-temporales de la riqueza y disimilitud fueron mapeados por separado para cada periodo de tiempo (actual, 2050, 2080).

## Resultados

Se predice que para los años 2050 y 2080 se mantendrán las 18 especies de búhos que se distribuyen actualmente en Hidalgo. Las celdas con alta riqueza de especies se presentarán al sur del estado. Se espera que ocurran variaciones en la riqueza de especies a nivel regional con el tiempo, habiendo una reducción en el número de especies en el 41% de las celdas para el año 2080 (Fig. 1). Esta disminución en el número de especies será mayor en dos ecorregiones: las selvas húmedas de la Planicie Costera de Veracruz, donde se prevé una disminución en la riqueza de especies en el 60% de las celdas para el año 2050 y de 73.7% para el 2080. Por otra parte, se pronostica que los bosques mesófilos de montaña exhibirán una disminución en la riqueza de especies en más del 50% de las celdas que conforman esta ecorregión para ambos años (2050 y 2080). Esta disminución en la riqueza de especies se ubicará marcadamente hacia las zonas colindantes con las selvas húmedas (Tabla I, Fig. 1).

Tabla I. Porcentaje de celdas por eco-región que ganan, pierden o permanecen estables en el número de especies para dos periodos de tiempo (2050 y 2080), en el estado de Hidalgo, México, comparado con los valores actuales.

ECORREGIONES*	2050			2080		
	Área ganada	Área perdida	Área estable	Área ganada	Área perdida	Área estable
Selvas húmedas de la Planicie Costera de Veracruz	15.13%	60.36%	24.51%	8.62%	73.68%	17.70%
Bosques mesófilos de montaña de Veracruz	31.11%	50.27%	18.62%	20.24%	64.54%	15.22%
Bosques de coníferas y encinos de la Sierra Madre Oriental	48.51%	32.61%	18.88%	43.81%	37.16%	19.03%
Matorrales xerófilos del sur de la Meseta Central	37.98%	41.33%	20.69%	40.43%	35.08%	24.49%
Bosques de coníferas y encinos de la Faja Volcánica Transmexicana	74.37%	8.36%	17.27%	73.96%	7.38%	18.66%
Selvas secas de la Planicie Costera de Tamaulipas	56.25%	37.5%	6.25%	50%	37.5%	12.5%

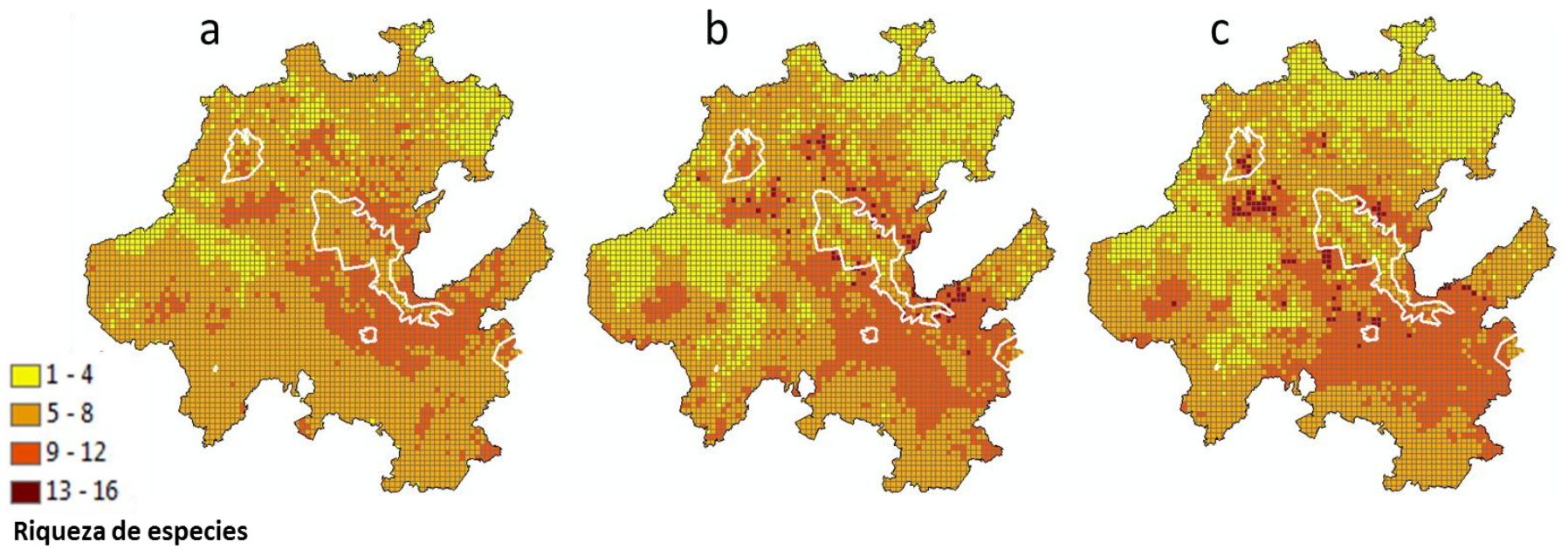


Figura 1. Riqueza de especies para los años: a) actual, b) 2050 y c) 2080. Los sitios con mayor riqueza de especies son representados con colores más oscuros, los polígonos de las áreas naturales protegidas se representan en tonos claros.

Sin embargo, en regiones como los bosques de coníferas y encinos de la Faja Volcánica Transmexicana se pronostica un posible incremento en la riqueza para ambos años (2050 y 2080) en el 70% de sus celdas. Para los bosques de coníferas y encinos de la Sierra Madre Oriental, se predicen disminuciones de riqueza de especies en celdas ubicadas al norte y el centro de esta ecorregión, pero con aumentos en el número de especies en las celdas que coinciden con la Faja Volcánica Transmexicana. En los matorrales xerófilos del sur de la Meseta Central, se espera una disminución en la riqueza de especies en más del 35% de las celdas ubicadas principalmente en el oeste del estado, para los años 2050 y 2080. En las selvas secas de la Planicie Costera Tamaulipeca, podría presentarse un aumento en la riqueza de especies en más del 50% de las celdas para los años modelados (Tabla I).

Según los modelos de distribución obtenidos, actualmente se podrían estar protegiendo en las Áreas Naturales Protegidas (ANP's) al 72% de las especies de búhos del estado de Hidalgo. Para los años 2050 y 2080 se predice que aumentaría el número de especies presentes en las ANP's en un 78%, debido al aumento en la distribución de especies de zonas tropicales (*e.g. C. virgata*). En cambio, algunos de los sitios con una elevada riqueza de búhos tendrán protección insuficiente, ya que se encuentran en las periferias de ANP's, como la Reserva de la Biosfera Barranca de Metztitlán, o al sur del estado, donde están ubicadas ANP's con dimensiones muy pequeñas (Parque Nacional El Chico, Parque Nacional Tula y Área de Protección de Recursos Naturales Zona Protectora Forestal Vedada Cuenca Hidrográfica del Río Necaxa), y otros sitios ubicados en bosques mesófilos y selvas del noreste del estado.

En general, se prevé que la riqueza de especies en las ANP's se incrementará con el paso del tiempo (Fig. 1), pero puede haber modificaciones al interior de las ANP's. Por ejemplo, en la Reserva de la Biosfera Barranca de Metztitlán, se predice una disminución en el número de especies de búhos en la zona núcleo para el 2080 (Fig. 1); en el Parque Nacional Los Mármoles se pronostica que habrá un aumento en la cantidad de especies hacia el 2080, pero en el norte de esta ANP pudiera haber disminuciones en el número de especies. Por el contrario, en la Área de Protección de Recursos Naturales Zona Protectora

Forestal Vedada Cuenca Hidrográfica del Río Necaxa y Parque Nacional El Chico se presentará un aumento en la riqueza de especies (Fig. 1).

A nivel estatal los ensamblajes de especies de búhos muestran una alta disimilitud con el paso del tiempo en diferentes ecorregiones. Al comparar la composición actual de especies con la esperada para el año 2050, la mayor disimilitud ocurrirá en los bosques mesófilos de montaña (media de *Djac*: 0.566), principalmente hacia el norte del estado ( $Djac \geq 0.75$ ), y en las selvas húmedas de la Planicie Costera Veracruzana que colindan con los bosques mesófilos de montaña (media de *Djac*: 0.472). En una menor proporción, se espera que en el oeste del estado se presenten valores medios de disimilitud, especialmente para los bosques de coníferas y encinos de la Faja Volcánica Transmexicana (*Djac* de 0.5 a 0.75; Fig. 2). Sin embargo, para los bosques de coníferas y encinos de la Sierra Madre Oriental (media de *Djac*: 0.333), los matorrales xerófilos del sur de la Meseta Central (media de *Djac*: 0.396) y en las selvas secas de la Planicie Costera Tamaulipeca (media de *Djac*: 0.379), se pronostica que la composición actual de especies se mantendrá relativamente constante (valores de disimilitud bajos) para el año 2050.

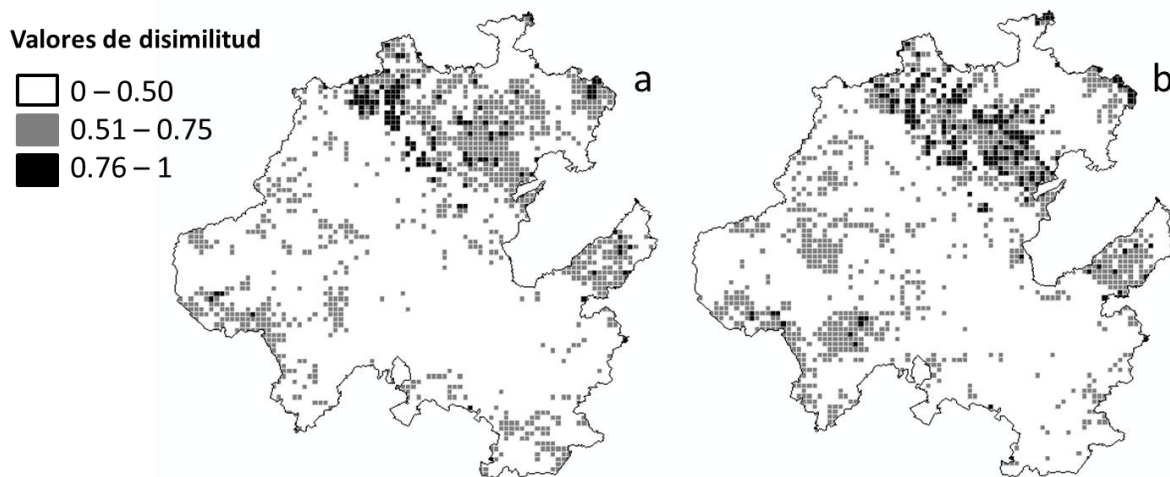


Figura 2. Disimilitud estimada en dos periodos de tiempo: a) 2050 y b) 2080. El color negro representa valores altos en disimilitud, los tonos grises son valores intermedios y las áreas en blanco son valores bajos ( $\leq 0.50$ ).

Para el año 2080, se estima una alta disimilitud (media de *Djac*: 0.596) para los bosques mesófilos de montaña del centro y norte del estado en relación a la composición de la comunidad actual. También, se pronostica que hacia el oeste de la entidad se podría

presentar un ligero aumento en la disimilitud en las ecorregiones de los bosques de coníferas y encinos de la Faja Volcánica Transmexicana y los matorrales xerófilos del sur de la Meseta Central. En cambio, las selvas húmedas de la Planicie Costera Veracruzana, las selvas secas de la Planicie Costera Tamaulipeca y los bosques de coníferas y encinos de la Sierra Madre Oriental se predice que presentarán baja disimilitud en la mayor parte de su área. Sin embargo, se presentará una mayor disimilitud en el caso de los bosque de coníferas y encinos de la Sierra Madre Oriental que limitan con los bosque mesófilos de montaña (Tabla II).

Tabla II. Tasa de remplazo en la composición de especies actual de búhos con relación a dos periodos de tiempo (2050 y 2080) en eco-regiones presentes en el estado de Hidalgo, México. Se indican los intervalos y la media para el índice de disimilitud de Jaccard (*Djac*). La *n* indica número de celdas de 4 km<sup>2</sup> consideradas.

Ecorregión*	2050		2080		
	<i>Djac</i>		<i>Djac</i>		
	<i>N</i>	Intervalo	Media	Intervalo	Media
Selvas húmedas de la Planicie Costera de Veracruz	661	1 ± 0.142	0.472	1 ± 0.166	0.422
Bosques mesófilos de montaña de Veracruz	736	1 ± 0.083	0.566	1 ± 0.166	0.596
Bosques de coníferas y encinos de la Sierra Madre Oriental	1340	0.923 ± 0.083	0.333	1 ± 0.111	0.386
Matorrales xerófilos del sur de la Meseta Central	2001	0.888 ± 0.111	0.396	1 ± 0.125	0.432
Bosques de coníferas y encinos de la Faja Volcánica Transmexicana	718	0.888 ± 0.090	0.415	1 ± 0.090	0.452
Selvas secas de la Planicie Costera de Tamaulipas	17	0.8 ± 0.142	0.379	1 ± 0.142	0.409

## Discusión

Realizar evaluaciones del impacto del CCG sobre conjuntos de especies a nivel regional y local (Peterson *et al.* 2002, Ferreira de Siqueira y Peterson 2003, Ferrier y Guisan 2006, Albouy *et al.* 2012) permite tener una nueva perspectiva de lo que pudiera ocurrir en las comunidades biológicas en el futuro (Ferrier y Guisan 2006, Araújo y New 2007, Baselga 2010, Baselga y Araújo 2010, Ochoa-Ochoa *et al.* 2012, Albouy *et al.* 2012). En este sentido realizar modelos con ensamblajes de especies puede ayudar a maximizar la eficiencia de las nuevas propuestas de conservación y evaluar la implementación de nuevos sitios para la conservación. En este estudio se encontró que los modelos realizados para las comunidades de búhos para los años 2050 y 2080 predicen que en el estado de Hidalgo (1) se podrían mantener las 18 especies de búhos registradas en la actualidad, (2) que la riqueza



cambiará diferencialmente por eco-región, (3) que los patrones de cambio a través del tiempo también variarán por eco-región y (4) que las ANP's podrían proteger 78% de las especies de búhos del estado en el futuro.

#### *Cambios por ecorregión*

Se prevé que la temperatura aumente de 2 a 4 °C para el año 2080 en distintas regiones de México (Manson y Jardel 2009), esto podría ocasionar cambios en la composición de las comunidades de búhos en cada eco-región presente en el estado de Hidalgo. Este aumento de temperatura posiblemente se dará en mayor medida en las zonas áridas del norte y centro del país (Manson y Jardel 2009). El aumento de la temperatura y la baja precipitación podrían ser los factores que afecten en mayor medida a las especies de búhos en Hidalgo, principalmente para aquellas especies asociadas a bosques húmedos. En síntesis todo esto se podría reflejar en la constitución de los ensamblajes de especies para los años 2050 y 2080, los cuales pueden llegar a presentar una alta variación en la riqueza de especies para ciertas ecorregiones.

En los casos de las selvas húmedas de la Planicie Costera Veracruzana, los bosque mesófilos de montaña y hacia el oeste de los matorrales xerófilos del sur de la Meseta Central, se predice que la riqueza de especies se modificará habiendo un empobrecimiento de especies de manera paulatina hacia el año 2080, principalmente por las reducciones en la distribución de varias especies (e.g. *T. alba*, *M. trichopsis*, *G. sanchezi*, *C. nigrolineata*, *A. stygius*, *A. acadicus*). Estos cambios en la riqueza de especies se predicen con mayor intensidad en el norte de las selvas húmedas y los bosques mesófilos. Por el contrario, para los bosques de coníferas y encinos de la Sierra Madre Oriental y los de la Faja Volcánica Transmexicana, se predice un incremento en la riqueza de especies en más del 50% de las celdas ubicadas en estas ecorregiones. El incremento en el número de especies en estas ecorregiones se puede deber a un desplazamiento de especies pertenecientes a los bosques mesófilos de montaña a zonas de mayor altura; mientras que el aumento en zonas del sur del estado estará dado por incrementos en la distribución de especies de zonas áridas y migratorias. El incremento en la riqueza de especies para los bosque de coníferas y encinos de Sierra Madre Oriental y Faja Volcánica Transmexicana, concuerda con lo mencionado

por Peterson *et al.* (2002), quienes sugieren que debido al cambio climático las colonizaciones de especies se darán principalmente en las sierras de México. Además, mencionan que la mayor tasa de extinción se podría presentar en el desierto Chihuahuense, esto coincide con las predicciones que se hacen en este estudio para las comunidades de búhos que se encuentran en el oeste del estado de Hidalgo (Peterson *et al.* 2002).

### *Cambios a través del tiempo*

La mayor disimilitud de especies a nivel estatal se presentará en la ecorregión de los bosques mesófilos de montaña ubicados al norte de la entidad, esta alta disimilitud será en ambos años modelados (2050 y 2080). En el caso del año 2050, se pronostican valores altos de disimilitud hacia los bosques mesófilos ubicados principalmente en la Sierra Gorda y las áreas que colindan con la eco-región de bosques de coníferas y encinos de la Sierra Madre Oriental. Sin embargo, para el año 2080 se pronostica un incremento en la disimilitud en gran parte de esta ecorregión (media *Djac*: 0.596), principalmente hacia los bosques ubicados en el centro y norte del estado. Para la eco-región de los bosques mesófilos que actualmente se integra por nueve especies de búhos, se pronostica la reducción en los rangos de distribución de cuatro especies (*T. alba*, *G. sanchezi*, *C. virgata*, *C. nigrolineata*), el incremento de la distribución de cinco especies (*M. asio*, *M. trichopsis*, *M. guatemalae*, *Bubo virginianus*, y *G. brasilianum*) ya presentes en esta zona, y la posible incursión de cinco nuevas especies (*P. flammeolus*, *G. gnoma*, *M. whitneyi*, *A. otus* y *A. acadicus*), lo cual modificará de manera significativa los ensamblajes de especies. Los bosques mesófilos se encuentran seriamente amenazados en México, para el 2050 se pronostica una pérdida en más del 50% de la superficie actual debido al cambio climático, pudiendo ocurrir hacia los bosques ubicados en latitudes mayores (Rojas-Soto *et al.* 2012).

En otras ecorregiones de Hidalgo se presentará una disimilitud media para ambos años modelados (2050 y 2080), tal como los bosques de coníferas y encinos de la Faja Volcánica Transmexicana, los matorrales xerófilos del sur de la Meseta Central y las selvas húmedas de la Planicie Costera Veracruzana. En los bosques de coníferas y encinos de la Faja Volcánica Transmexicana, en los ensamblajes de especies de búhos en esta ecorregión se encuentran actualmente seis especies y se pronostica un incremento en la distribución de

varias especies (*M. kennicottii*, *G. gnoma*, *A. otus*, *A. flammeus*, *A. acadicus*) hacia esta zona templada, estas colonizaciones de nuevas especies para esta zona se han pronosticado en otros estudios (Peterson *et al.* 2002). En menor medida se presentarán algunos sitios con disimilitud media en las ecorregiones de los matorrales xerófilos del sur de la Meseta Central y en las selvas húmedas de la Planicie Costera Veracruzana. Para los matorrales xerófilos del sur de la Meseta Central se presentó una disimilitud baja para el 2050 y un incremento para el 2080, esto podría ocurrir en el oeste del estado. Mientras que para las selvas húmedas de la Planicie Costera Veracruzana, la mayor disimilitud se espera para el año 2050, siendo mayor hacia las áreas que colindan con los bosques mesófilos y los bosques de encino de esta ecorregión.

La mayor parte de las ecorregiones de los bosques de coníferas y encinos de la Sierra Madre Oriental, matorral xerófilo del sur de la Meseta Central y selvas secas de la Planicie Costera Tamaulipeca, presentarán una baja disimilitud, lo que sugiere que cambiarán poco en su composición de especies con el paso del tiempo. En los bosques de coníferas y encinos de la SMO, la disimilitud se dará en las zonas que colindan con los bosques mesófilos que puede deberse a una alta concentración de especies en estas áreas, posiblemente por el desplazamiento de especies bosque mesófilo a zonas más elevadas (Rojas-Soto *et al.* 2012). En los matorrales xerófilos de la sur de la Meseta Central, como se mencionó, se espera una alta disimilitud en el oeste de esta ecorregión, en cambio para el centro y sur del estado la disimilitud será baja. En las selvas secas de la Planicie Costera Tamaulipeca, se pronostica una disimilitud baja ( $< 0.5$ ), aunque no es posible estimarlo con veracidad debido a la porción tan pequeña presente en el estado.

#### *Protección de especies en ANP's*

Uno de los hallazgos de este estudio es que se predice que las ANP's pueden garantizar la protección en el futuro a un 78% de especies de búhos en el estado de Hidalgo. A pesar de ello se encontró que cinco zonas que podrían presentar ensamblajes ricos en especies que actualmente no están protegidas: (1) Este es el caso de áreas de bosque de Eloxochitlán y Zacualtipán, que colindan al norte con la Reserva de la Biosfera Barranca de Metztitlán. Esta área cuenta ahora con una vegetación heterogénea donde se pueden

encontrar bosques de pino, encino y bosques mesófilos de montaña, la cual puede presentar una alta riqueza de aves y en particular de búhos (ocho especies; R. Ortiz-Pulido *com. pers.*, Martínez-Morales 2007, Martínez-Morales *et al.* 2007). (2) Otro caso es el de los bosques de pino y encino que se encuentran en los municipios de Acatlán, Agua Blanca, Atotonilco, Huasca y Metepec, que actualmente presentan una alta diversidad de especies de búhos y que se predice que se mantenga para los años 2050 y 2080. Si es el caso, estas áreas podrían contener en el futuro especies no presentes en las ANP's actuales, como *A. stygius* y *A. otus*. (3) Otro sitio rico en especies que no se encuentra protegido lo constituyen los bosques presentes en Tlahuiltepa. Allí se ha estimado para el futuro la presencia de 11 especies, entre las cuales estarían *G. sanchezi*, *C. virgata* y *C. nigrolineata*. El municipio de Tlahuiltepa presenta actualmente bosques mesófilos con buen grado de conservación y los bosques de pino-encino que han sido muy explotados (Martínez-Morales *et al.* 2007, Lara *et al.* 2011). (4) Un sitio más aún no protegido lo constituyen los bosques de coníferas presentes al sur del Parque Nacional Los Mármoles. Estos bosques pueden llegar a ser sitios importantes para la conservación de búhos ya que se pronostica una alta diversidad para el año 2080, tal vez por la mezcla de especies de sitios áridos y templados. La protección de estos bosques podría ser de utilidad, pues conservándolos se podría incrementar en más del 90% las especies de búhos que habitarían en zonas protegidas. Un último lugar que se pronostica podría tener una alta riqueza en el futuro es la zona de Agua Blanca-Tenango. Allí se ha estimado que en futuros años ocurra la presencia de especies como *M. guatemalae*, *G. sanchezi*, *G. brasilianum*, *C. virgata*, y *C. nigrolineata*, las cuales no están presentes en alguna ANP.

En conclusión, en un contexto de CCG, en este estudio se hipotetiza que la implementación de nuevas zonas de protección en Hidalgo podría ser fundamental para mantener comunidades de búhos ricas en especies y con ello, conservar poblaciones viables debido al CCG. Esto se lograría si se pudieran incrementar los polígonos de la ANP's o si se logran implementar áreas de protección a nivel estatal, lo que permitiría asegurar con más precisión la protección a largo plazo de las comunidades de búhos. En relación a los resultados obtenidos en este estudio, los sitios que pueden ser factibles para la conservación de comunidades ricas en especies de búhos, además de los ya existentes como ANP's en

Hidalgo, son los bosques de Zacualtipán-Eloxochitlán, Tlahuiltepa, Nicolás Flores, Agua Blanca-Tenango y la Sierra de Pachuca.

### **Literatura citada**

- Albouy, C., F. Guilhaumon, M. B. Araújo, D. Mouillot, y F. Leprieur. 2012. Combining projected changes in species richness and composition reveals climate change impacts on coastal Mediterranean fish assemblages. *Global Change Biology* 18:2995–3003.
- Anderson, R. P., A. T. Peterson, y M. Gómez-Laverde. 2002. Using niche-based GIS modeling to test geographic predictions of competitive exclusion and competitive release in South American pocket mice. *OIKOS* 98:3–16.
- Araújo, M. B., y M. New. 2007. Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in Ecology & Evolution* 22:42–7.
- Araújo, M. B., y A. T. Peterson. 2012. Uses and misuses of bioclimatic envelope modeling. *Ecology* 93:1527–1539.
- Barve, N., A. J. Bonilla, J. Brandes, J. C. Brown, N. Brunsell, F. V. Cochran, R. J. Crosthwait, J. Gentry, L. M. Gerhart, T. Jackson, A. J. Kern, K. S. Oberhauser, H. L. Owens, a. T. Peterson, A. S. Reed, J. Soberón, A. D. Sundberg, y L. M. Williams. 2012. Climate-change and mass mortality events in overwintering monarch butterflies. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 83:817–824.
- Baselga, A. 2010. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography* 19:134–143.
- Baselga, A., y M. B. Araújo. 2010. Do community-level models describe community variation effectively? *Journal of Biogeography*: doi: 10.1111/j.1365-2699.2010.02341.x.
- Bravo-Cadena, J. 2011. Cambio climático global: efecto en algunas especies de aves en peligro en el estado de Hidalgo, México. Tesis de maestría, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Pachuca, Hidalgo, México.
- Conde, A.C. y C. Gay (Coord). 2008. Guía para la generación de escenarios de cambio climático a escala regional, primera versión. Centro de Ciencias de la Atmósfera, Universidad Nacional Autónoma de México. México D.F.
- CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad). 1997. Provincias biogeográficas de México. Escala 1:4,000,000. CONABIO, México, DF.

- Delgado, L., y J. Márquez. 2006. Estado del conocimiento y conservación de los coleópteros Scarabaeoidea (INSECTA) del estado de Hidalgo, México. *Acta Zoológica Mexicana* (n.s.) 22:57–108.
- Dornelas, M., A. E. Magurran, S. T. Buckland, A. Chao, R. L. Chazdon, R. K. Colwell, T. Curtis, K. J. Gaston, N. J. Gotelli, M. A. Kosnik, B. McGill, J. L. McCune, H. Morlon, P. J. Mumby, L. Ovreås, A. Studeny, y M. Vellend. 2013. Quantifying temporal change in biodiversity: challenges and opportunities. *Proceedings. Biological sciences / The Royal Society* 280:20121931. doi: 10.1098/rspb.2012.193.
- Elith, J., C. H. Graham, R. P. Anderson, M. Dudík, S. Ferrir, A. Guisan, R. J. Hijmans, F. Huettmann, J. R. Leathwick, A. Lehmann, J. Li, L. G. Lohmann, B. A. Loiselle, G. Manion, C. Moritz, M. Nakamura, Y. Nakazawa, J. M. Overton, A. T. Peterson, S. J. Phillips, K. Richardson, R. Scachetti-Pereira, R. E. Schapire, J. Soberón, S. Williams, M. S. Wisz, y N. E. Zimmermann. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29:129–151.
- Elith, J., y J. Leathwick. 2007. Predicting species distributions from museum and herbarium records using multiresponse models fitted with multivariate adaptive regression splines. *Diversity and Distributions* 13:265–275.
- Evangelista, P.H., S. Kumar, T.J. Stohlgren y N.E. Young. 2011. Assessing forest vulnerability and the potential distribution of pine beetles under current and future climate scenarios in the Interior West of the US. *Forest Ecology and Management* 262: 307-316.
- Ferreira de Siqueira, M., y A. T. Peterson. 2003. Consequences of global climate change for geographic distributions of Cerrado tree species. *Biota Neotropica* 3:1–14–BN00803022003.
- Feria, P. T., G. Sánchez-Rojas, R. Ortiz-Pulido, E. Calixto Pérez, J. M. Dale, J. N. Duberstein, C. Lara, y J. Valencia-Herverth. 2013. Estudio del cambio climático y su efecto en las aves en México: enfoques actuales y perspectivas futuras. *Huitzil* 14: 47–55.
- Ferrier, S., y A. Guisan. 2006. Spatial modelling of biodiversity at the community level. *Journal of Applied Ecology* 43:393–404.
- Fitzpatrick, M. C., y W. W. Hargrove. 2009. The projection of species distribution models and the problem of non-analog climate. *Biodiversity and Conservation* 18:2255–2261.
- García, A., M.A. Ortega-Huerta, y E. Martínez-Meyer. Potential distributional changes and conservation priorities of endemic amphibians in western Mexico as a result of climate change. *Environmental Conservation* 41 (1):1-12. doi:10.1017/S0376892913000349.

- Gerhardt, R. P., N. Bonilla González, D. McAnnis, y C. J. Flattens. 1994. Biology and homerange of two *Ciccaba* owls. *The Wilson Bulletin* 106:629–639.
- Guisan, A., C.H. Graham, J. Elith, F. Huettmann y the NCEAS Species Distribution Modelling Group. 2007. Sensitivity of predictive species distribution models to change in grain size. *Diversity and Distributions* 13:332-3340.
- Herrera, C. M., y F. Hiraldo. 1976. Food-niche and trophic relationships among European owls. *Ornis Scandinavica* 7:29–41.
- Hijmans, R. J., S. E. Cameron, J. L. Parra, P. G. Jones, y A. Jarvis. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25:1965–1978.
- Hiraldo, F., M. Delibes, J. Bustamante, y R. R. Estrella. 1991. Overlap in the diets of diurnal raptors breeding at the Michilia Biosphere Reserve, Durango, Mexico. *The Journal of Raptor Research* 25:25–29.
- Iloldi-Rangel, P., T. Fuller, M. Linaje, C. Pappas, V. Sánchez-Cordero, y S. Sarkar. 2008. Solving the maximum representation problem to prioritize areas for the conservation of terrestrial mammals at risk in Oaxaca. *Diversity and Distributions* 14:493–508.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática). 2005. Anuario estadístico del estado de Hidalgo. Aguascalientes, México.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática), CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad), y INE (Instituto Nacional de Ecología). 2008. Ecorregiones terrestres de México. Escala 1:1,000,000. Metadatos <[www.conabio.gob.mx/informacion/gis/](http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/)>.
- Jaksic, F. M., y H. E. Braker. 1983. Food-niche relationships and guild structure of diurnal birds of prey: competition versus opportunism. *Canadian Journal of Zoology* 61:2230–2241.
- Kadmon, R., O. Farber, y A. Danin. 2003. A systematic analysis of factors affecting the performance of climatic envelope models. *Ecological Applications* 13:853–867.
- Lara, C., V. Martínez-García, R. Ortiz-Pulido, J. Bravo-Cadena, S. Loranca, y A. Córdoba-Aguilar. 2011. Temporal-spatial segregation among hummingbirds foraging on honeydew in a temperate forest in Mexico. *Current Zoology* 57:56–62.
- Magurran, A. E., y M. Dornelas. 2010. Biological diversity in a changing world. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences* 365:3593–3597.

- Manson, R. H., y E. J. Jardel Peláez. 2009. Perturbaciones y desastres naturales: impactos sobre las ecorregiones, la biodiversidad y el bienestar socioeconómico. Pp: 131–184. *In*: Capital natural de México, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio. CONABIO, México.
- Marmion, M., M. Parviainen, M. Luoto, R. K. Heikkinen, y W. Thuiller. 2009. Evaluation of consensus methods in predictive species distribution modelling. *Diversity and Distributions* 15:59–69.
- Martínez-Morales, M. A. 2007. Avifauna del bosque mesófilo de montaña del noreste de Hidalgo, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 78:149–162.
- Martínez-Morales, M. A., R. Ortiz-Pulido, B. de la Barrera, I. L. Zuria, J. Bravo-Cadena, y J. Valencia-Herverth. 2007. Hidalgo. Pp: 49–95. *In*: R. Ortiz-Pulido, A. Navarro-Sigüenza, H. Gómez de Silva, O. Rojas-Soto, y T. A. Peterson (eds.). Avifaunas estatales de México. Pachuca, Hidalgo, México.
- Mikkola, H. 2012. *Owls of the World: A photographic Guide*. Christopher Helm, London.
- Monadjem, A., M. Z. Virani, C. Jackson, y A. Reside. 2012. Rapid decline and shift in the future distribution predicted for the endangered Sokoke Scops Owl *Otus ireneae* due to climate change. *Bird Conservation International* 23:247–258.
- Morrone, J. J. 2005. Hacia una síntesis biogeográfica de México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 76:207–252.
- Morrone, J. J., D. Espinosa, y J. Llorente Bousquets. 2002. Mexican Biogeographic Provinces: preliminary scheme, general characterizations, and synonymies. *Acta Zoológica Mexicana (n.s.)* 85:83–108.
- Newton, I., y J. A. Bogan. 1974. Organochlorine residues, eggshell thinning and hatching success in British sparrowhawks. *Nature* 249:582–583.
- Ochoa-Ochoa, L. M., P. Rodríguez, F. Mora, O. Flores-Villela, y R. J. Whittaker. 2012. Climate change and amphibian diversity patterns in Mexico. *Biological Conservation* 150:94–102.
- Parmesan, C. 1996. Climate and species' range. *Nature* 382:765–766.
- Parmesan, C., N. Ryrholm, C. Stefanescu, J. K. Hill, C. D. Thomas, H. Descimon, B. Huntley, L. Kaila, J. Kullberg, T. Tammaru, W. J. Tennent, J. A. Thomas, y M. Warren. 1999. Poleward shifts in geographical ranges of butterfly species associated with regional warming. *Nature* 399:579–583.
- Parra-Olea, G., E. Martínez-Meyer, y G. Pérez-Ponce de León. 2005. Forecasting climate change effects on salamander distribution in the highlands of Central Mexico. *Biotropica* 37:202–208.



- Pearson, R. G., y T. P. Dawson. 2003. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology and Biogeography* 12:361–371.
- Pearson, R. G., C. J. Raxworthy, M. Nakamura, y A. T. Peterson. 2007. Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography* 34:102–117.
- Peterson, A. T. 2006. Uses and requirements of ecological niche models and related distributional models. *Biodiversity Informatics* 3:59–72.
- Peterson, A. T., M. A. Ortega-Huerta, J. Bartley, V. Sánchez-Cordero, J. Soberón, R. H. Buddemeier, y D. R. B. Stockwell. 2002. Future projections for Mexican faunas under global climate change scenarios. *Nature* 416:626–9.
- Peterson, A. T., y C. R. Robins. 2003. Using Ecological-Niche Modeling to Predict Barred Owl Invasions with Implications for Spotted Owl Conservation. *Conservation Biology* 17:1161–1165.
- Peterson, A. T., V. Sánchez-Cordero, E. Martínez-Meyer, y A. G. Navarro-Sigüenza. 2006. Tracking population extirpations via melding ecological niche modeling with land-cover information. *Ecological Modelling* 195:229–236.
- Peterson, A. T., V. Sánchez-Cordero, J. Soberón, J. Bartley, R. W. Buddemeier, y A. G. Navarro-Sigüenza. 2001. Effects of global climate change on geographic distributions of Mexican Cracidae. *Ecological Modelling* 144:21–30.
- Phillips, S. J., R. P. Anderson, y R. E. Schapire. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190:231–259.
- Phillips, S. J., P. Avenue, F. Park, M. Dudík, y R. E. Schapire. 2004. A Maximum Entropy Approach to Species Distribution Modeling. Pp: 655–662. *In: Proceedings of the 21st International Conference on Machine Learning*. ACM Press, New York.
- Rodríguez-Estrella, R., J. A. Donázar, y F. Hiraldo. 1998. Raptors as indicators of environmental change in the scrub habitat of Baja California Sur, Mexico. *Conservation Biology* 12:921–925.
- Rojas-Soto, O. R., V. Sosa, y J. F. Ornelas. 2012. Forecasting cloud forest in eastern and southern Mexico: conservation insights under future climate change scenarios. *Biodiversity and Conservation* 21:2671–2690.
- SEMARNAT, (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental-especies nativas de México de flora y fauna silvestres-categorías de riesgo y especificaciones para su

inclusión, exclusión o cambio-lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la Federación, México, D.F.

- Sergio, F., I. Newton, y L. Marchesi. 2005. Top predators and biodiversity. *Nature* 436:192.
- La Sorte, F. A., y W. Jetz. 2010. Avian distributions under climate change: towards improved projections. *The Journal of Experimental Biology* 213:862–9.
- Thiollay, J.-M. 1984. Raptor community structure of a primary rain forest in French Guiana and effect of human hunting pressure. *Raptor Research* 18:117–122.
- Thiollay, J.-M. 2007. Raptor communities in French Guiana: distribution, habitat selection, and conservation. *Journal of Raptor Research* 41:90–105.
- Thomas, C. D., A. Cameron, R. E. Green, M. Bakkenes, L. J. Beaumont, Y. C. Collingham, B. F. N. Erasmus, M. F. De Siqueira, A. Grainger, L. Hannah, L. Hughes, B. Huntley, A. S. Van Jaarsveld, G. F. Midgley, L. Miles, M. A. Ortega-Huerta, A. T. Peterson, O. L. Phillips, y S. E. Williams. 2004. Extinction risk from climate change. *Nature* 427:145–8.
- Valencia-Herverth, J., R. Ortiz-Pulido, y P. L. Enríquez. 2012a. Riqueza y distribución espacial de rapaces nocturnas en Hidalgo, México. *Huitzil* 13:116–129
- Valencia-Herverth, R., J. Valencia-Herverth, R. Padilla Calderón, M. Olivares Nochebuena, R. Hernández, y M. Olivares Nochebuena. 2012b. Información adicional sobre la avifauna de Hidalgo, México. *Huitzil* 13:95–103.
- Velázquez, A., J. F. Mas, y J. L. Palacio. 2002. Análisis del cambio de uso del suelo. Instituto de Geografía-UNAM, INE, SEMARNAT, México, D.F.
- Walther, G.-R., E. Post, P. Convey, A. Menzel, C. Parmesan, T. J. C. Beebee, J. Fromentin, O. H. I., y F. Bairlein. 2002. Ecological responses to recent climate change. *Nature* 416:389–395.
- Wichmann, M. C., F. Jeltsch, W. R. J. Dean, K. A. Moloney, y C. Wissel. 2003. Implication of climate change for the persistence of raptors in arid savanna. *OIKOS* 102:186–202.

Anexo 1. Total de registros obtenidos para la realización de los modelos de nicho ecológico por cada especie.

Especie	Total de registros	70% de los registros	30% de los registros
<i>Tyto alba</i>	296	207	89
<i>Psiloscops flammeolus</i>	66	46	20
<i>Megascops kennicottii</i>	42	29	13
<i>Megascops asio</i>	37	26	11
<i>Megascops trichopsis</i>	57	40	17
<i>Megascops guatemalae</i>	62	43	19
<i>Bubo virginianus</i>	170	119	51
<i>Glaucidium gnoma</i>	116	81	35
<i>Glaucidium sanchezi</i>	37	26	11
<i>Glaucidium brasilianum</i>	740	518	222
<i>Micratene whitneyi</i>	28	20	8
<i>Athene cunicularia</i>	127	89	38
<i>Ciccaba virgata</i>	551	386	165
<i>Ciccaba nigrolineata</i>	113	79	34
<i>Asio otus</i>	16	11	5
<i>Asio stygius</i>	16	11	5
<i>Asio flammeus</i>	23	16	7
<i>Aegolius acadicus</i>	99	69	30

## Discusión y conclusiones generales

En este estudio se encontró que en el estado de Hidalgo se distribuyen 18 especies de búhos (Cap. 2), que se prevé que la distribución de cada especie será afectada de manera distinta por el CCG (Cap. 3) y que esto modificará la composición de las comunidades de búhos en el futuro (Cap. 4).

De manera particular este estudio ha encontrado que la mayor riqueza de especies de búhos en Hidalgo se encuentra en los bosques de pino-encino de la Sierra Madre Oriental (Cap. 2 y 3). En cuanto a los posibles efectos del CCG se estima que 11 especies podrían reducir su distribución, cinco especies podrían incrementarla y para dos especies no es claro cómo serán afectadas por el CCG. El mayor cambio en la composición de especies se podría dar en el bosque mesófilo de montaña, hacia el año 2080 (Cap. 4).

Las especies que este estudio pronostica que tendrán una mayor reducción en su distribución comparten ciertas características: (1) se distribuyen principalmente en bosques mesófilos y de coníferas y encinos, (2) a una altitud superior a los 1000 msnm (a excepción de *C. nigrolineata*), (3) tienen tamaños corporales pequeños (rango 14-24 cm; a excepción de dos especies *C. nigrolineata* y *A. stygius*) y (4) presentan una dieta especializada (principalmente en insectos y otros artrópodos; Duncan 2003, König y Weick 2008, Mikkola 2012; Cap. 3). La distribución actual de estas especies está influenciada por variables climáticas como la temperatura promedio del cuatrimestre más cálido y la precipitación anual, lo cual está relacionado con la época reproductiva de estos búhos que ocurre en los meses de abril a junio, quienes tienen a los pollos durante la temporada de lluvias, donde el alimento es más abundante (König y Weick 2008).

Sin embargo, se estima que el CCG ocasionará una baja precipitación para el centro del país, con un retraso en las lluvias hasta de un mes y una reducción del 5 al 15% de la precipitación (Manson y Jardel 2009). Estas alteraciones pueden producir cambios de los

rangos de distribución de las especies, variación en su tamaño poblacional, una reproducción temprana y cambios el éxito reproductivo (debidos a variación en la disponibilidad de alimento, el tamaño del huevo, número de puesta y supervivencia de los pollos). Esto podría verse potenciado porque las fluctuaciones predichas en las lluvias traerán como consecuencia la variación en las poblaciones de presas que consumen los búhos, principalmente insectos y mamíferos pequeños (Lima *et al.* 2002, Crick 2004).

Por lo tanto, si continúa el calentamiento global en los siguientes años, se esperaría que se formen nuevos ensamblajes de especies para los años 2050 y 2080 (Cap. 4). Según los modelos desarrollados en este estudio esto se reflejaría principalmente en bosques mesófilos de Hidalgo. En estos bosques se estiman cambios drásticos en los ensamblajes de las comunidades de búhos que están presentes actualmente. Dichos cambios podrían ser debidos a las extinciones locales (de principalmente cinco especies *G. sanchezi*, *C. virgata*, *C. nigrolineata*, *A. stygius*, y *A. acadicus*) en el norte y centro del estado, y a la colonización de otras especies (posiblemente *M. asio*, *M. trichopsis*, *M. guatemalae*, *G. brasilianum*, *M. whitneyi*) que no están presentes actualmente en estos sitios, pero que según los modelos desarrollados podrían incrementar su distribución (Cap. 3).

Los modelos predictivos para los años 2050 y 2080, señalan que las ANP's podrían llegar a conservar un 78% de las especies de búhos presentes en Hidalgo (Cap. 4), principalmente por el aumento en la distribución de especies de zonas tropicales. Sin embargo, varios ensamblajes ricos en especies pueden quedar sin protección, principalmente aquellos constituidos por especies que se distribuyen en el bosque mesófilo. Para conservar estos ensamblajes sería conveniente ampliar las ANP's existentes y crear algunas nuevas (Cap. 4).

En general, los resultados obtenidos dependen del año modelado y del escenario de CCG usado (Cap. 3). Tomando en cuenta esto, se deben considerar con cuidado los resultados que ahora se presentan en este trabajo, ya que estas estimaciones pueden variar dependiendo de cada modelo. En futuros estudios sería conveniente tomar en cuenta otros aspectos, como las interacciones biológicas, el cambio de uso de suelo, la capacidad de

dispersión y adaptación a nuevas condiciones y la abundancia, situaciones que influyen de manera significativa en el rango de distribución de las especies (Brown *et al.* 1996, Soberón y Peterson 2005).

Con la realización de este estudio se ha logrado producir información predictiva sobre la presencia, distribución y efectos del CCG sobre las especies y comunidades de búhos en el estado de Hidalgo, la cual podría ser confirmada en el futuro. Esta información podría ser usada por los tomadores de decisiones para planear la conservación de los Strigiformes y su fauna asociada en la zona de estudio.

### **Literatura citada**

- Brown, J.H., G.C. Stevens y D.M. Kaufman. 1996. The geographic range: size, shape, boundaries, and internal structure. *Annual Review of Ecology and Systematics* 27: 597–623.
- Crick, H. Q. P. 2004. The impact of climate change on birds. *Ibis* 146: 48–56.
- Duncan, J. R. 2003. *Owls of the World: Their lives, behavior and survival*. Firefly Books, Buffalo, New York, USA.
- König, C., y F. Weick. 2008. *Owls of the World*. Yale University Press, New Haven & London.
- Lima, M., N. C. Stenseth, y F. M. Jaksic. 2002. Food web structure and climate effects on the dynamics of small mammals and owls in semi-arid Chile. *Ecology Letters* 5: 273–284.
- Manson, R. H., y E. J. Jardel. 2009. Perturbaciones y desastres naturales: impactos sobre las ecorregiones, la biodiversidad y el bienestar socioeconómico. Pp.: 131–184. *In: Capital natural de México, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio*. CONABIO, México.
- Mikkola, H. 2012. *Owls of the World: A photographic Guide*. Christopher Helm, London, 512 p.
- Soberón, J., y A. T. Peterson. 2005. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. *Biodiversity Informatics* 2:1–10.