



## Conservación

### Disponibilidad de hábitats adecuados para especies de mamíferos a escalas regional (estado de Guerrero) y nacional (México)

#### *Suitable habitat availability for mammals at regional (State of Guerrero) and national (Mexico) scales*

Francisco Botello<sup>a,b,\*</sup>, Víctor Sánchez-Cordero<sup>a</sup> y Miguel A. Ortega-Huerta<sup>c</sup>

<sup>a</sup> Departamento de Zoología, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Apartado postal 70-153, 04510 México, D. F., México

<sup>b</sup> Departamento de Monitoreo Biológico y Planeación de Conservación, Conservación Biológica y Desarrollo Social, A. C. Calle Nueve, Núm. 52, Int. 4, Colonia Espartaco, 04870 Coyoacán, México, D. F., México.

<sup>c</sup> Estación de Biología Chamela, Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. Apartado postal 21, 48980 San Patricio, Jalisco, México

Recibido el 12 de noviembre de 2013; aceptado el 18 de enero de 2014

#### Resumen

Guerrero es el cuarto estado más biodiverso en México, incluyendo 930 especies de vertebrados en su territorio. Sin embargo, ha mostrado una pérdida significativa de hábitats naturales originales. Se hace evidente la necesidad de generar información sobre los procesos involucrados en pérdida de hábitats naturales, así como identificar los impactos que tienen tales pérdidas sobre la distribución de especies. Se generaron modelos de la distribución potencial del hábitat adecuado para 47 especies, mediante la aplicación del método MaxEnt para la predicción de su distribución geográfica y se refinaron, a su vez, a modelos de la distribución actual de hábitats adecuados. Se analizó la relación entre la amplitud de la distribución potencial de hábitats adecuados y la proporción de hábitat natural remanente para cada especie, tanto a nivel estatal (Guerrero) como nacional (México), y se identificaron zonas de Guerrero necesarias para alcanzar metas fijas de conservación de las especies. Los resultados no mostraron una correlación significativa entre la amplitud de la distribución potencial de hábitats adecuados de las especies y las áreas remanentes de hábitats originales a nivel estatal o nacional. De hecho, existen diferencias significativas en las proporciones de hábitat remanente entre ambas escalas. Esto sugiere que la escala es un factor importante para establecer estrategias de conservación para las mismas especies a nivel local, regional o nacional.

Derechos Reservados © 2015 Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Biología. Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos de la Licencia Creative Commons CC BY-NC-ND 4.0.

*Palabras clave:* Conservación; Biodiversidad; Distribución potencial; Riqueza específica

#### Abstract

The State of Guerrero is ranked fourth in terms of biodiversity in Mexico, including 930 vertebrate species in its territory. However, Guerrero shows significant loss of its original natural habitats. It is evident the need to generate information on the processes involved in loss of natural habitats and to identify the impact on the distribution of species. We modeled the potential distribution of suitable habitat for 47 species of mammals using MaxEnt, and those were further refined to produce models of the current distribution of suitable habitats. The relationship between the amplitude of the potential distribution of suitable habitats and the proportion of remaining natural habitat for each species were examined, both at the state (Guerrero) and nationwide levels (Mexico), and there were identified areas of Guerrero needed to achieve fixed conservation goals. The results showed no significant correlation between the amplitude of species potential distribution of suitable habitats and species distributions of remaining areas of original habitat, neither at the state or national scales. In fact, there are significant differences in the proportions of remaining habitat between the 2 scales, suggesting that scale is an important factor in establishing conservation strategies for the same species at local, regional or national scales.

All Rights Reserved © 2015 Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Biología. This is an open access item distributed under the Creative Commons CC License BY-NC-ND 4.0.

*Keywords:* Conservation; Biodiversity; Potential distribution; Species richness

\* Autor para correspondencia.

Correo electrónico: [franciscobotello@conbiodes.com](mailto:franciscobotello@conbiodes.com) (F. Botello).

## Introducción

Guerrero es el cuarto estado con mayor diversidad biológica en México, incluyendo 270 especies de anfibios y reptiles (Ochoa-Ochoa y Flores-Villela, 2006), 545 de aves (Almazán-Núñez y Navarro, 2000; Navarro, 1998) y 115 de mamíferos terrestres (Almazán-Catalán, Sánchez-Hernández y Romero-Almaraz, 2005). Sin embargo, a pesar de la elevada diversidad biológica del estado, existen pocos trabajos publicados sobre la distribución e historia natural de los mamíferos (Almazán-Catalán et al., 2005; Almazán-Catalán et al., 2009; Cervantes-Reza, Ramírez-Vite, Ramírez-Vite y Ballesteros, 2004; Cuervo-Robayo y Monroy-Vilchis, 2012; Jiménez-Almaraz, Juárez-Gómez y León-Paniagua, 1993; León-Paniagua y Romo-Vázquez, 1993; Ramírez-Pulido y Armella, 1987; Ramírez-Pulido, Armella y Castro-Campillo, 1993).

En contraste con su elevada biodiversidad, Guerrero cuenta con menos del 0.1% de su territorio decretado como área protegida (Bezauri-Creel, Torres, Ochoa y Castro-Campos, 2012) y se calcula que, a la fecha, ha perdido alrededor del 32% de su hábitat natural (Semarnat, 2009) y, menos del 30% de los hábitats naturales actuales pueden ser identificados como vegetación primaria (Semarnat, 2008). Anualmente, se pierde entre el 0.5 y 0.7% de la cobertura de bosques y 2.4 y 2.7% de selvas tropicales, además de encontrarse entre los estados con mayor fragmentación de bosques y selvas en México (22-24%), con una tasa anual entre 23.7 y 36.3% de sobre-pastoreo (Semarnat, 2008). Guerrero se ubica como uno de los estados con mayor marginación social y pobreza en México, situación que se traduce en fuertes presiones socioeconómicas para cambiar el uso de suelo de áreas con vegetación natural remanente a sistemas agropecuarios (Deininger y Minten, 1999; Figueroa, Sánchez-Cordero, Meave y Trejo, 2009).

En este escenario, la pérdida de hábitats naturales que impacta negativamente a la biodiversidad puede concebirse como un proceso cuantificable de disminución y modificaciones de la riqueza de especies, sus abundancias poblacionales, diversidad genética y sus patrones de distribución (Best, Bergin y Freemark, 2001; Challenger y Dirzo, 2009; Fahrig, 2003; Steffan-Dewenter, Munzenberg, Burger, Thies y Tschardtke, 2002; Venier y Fahrig, 1996). Diversos estudios han relacionado índices de pérdida de hábitats—representados por los principales tipos de vegetación— con la pérdida de la diversidad biológica (Kinnaird, Sanderson, O'Brien, Wibisono y Woolmer, 2003; Myers, 1998; Toledo, Carabias y González-Pacheco, 1989). Estos estudios establecen tendencias de riesgo de los tipos de vegetación, pero no permiten discernir el impacto de la pérdida de hábitat sobre la fauna a nivel de especie (Sánchez-Cordero, Illoldi-Rangel, Linaje, Sahotra y Peterson, 2005; Sánchez-Cordero, Munguía y Peterson, 2005), que es una de las mayores amenazas a las que está expuesta la biodiversidad, al asociarse con la disminución en la abundancia poblacional, diversidad genética y extensión en la distribución de las especies (Best et al., 2001; Fahrig, 2003; Steffan-Dewenter et al., 2002; Venier y Fahrig, 1996). Adicionalmente, se tiene que considerar que en México el grado de conservación de una especie de acuerdo con la Norma Oficial Mexicana (Nom-Ecol-059-2010), considera el riesgo en el que

se encuentra la especie tomando en cuenta criterios a escala nacional, en algunos de los casos criterios numéricos incluidos en el método de evaluación de riesgo, que considera variables a esa misma escala (MER; Sánchez et al., 2007). Con este método, se evalúa el riesgo de extinción de las especies utilizando 4 criterios: 1) la amplitud de su distribución geográfica respecto al área total del país; 2) la calidad del hábitat en el que la especie se distribuye respecto a los requerimientos; 3) la vulnerabilidad intrínseca del taxón; 4) el impacto negativo de las actividades humanas sobre la especie (Sánchez et al., 2007). Sin embargo, estos criterios usualmente se consideran a nivel país y se ha demostrado que la pérdida de hábitat, uno de los impactos negativos provocado por las actividades humanas sobre las especies, difiere dependiendo de la región en donde estas se distribuyen (Sánchez-Cordero et al., 2009; Sánchez-Cordero, Illoldi-Rangel et al., 2005; Sánchez-Cordero, Munguía et al., 2005). Por tanto, la escala a la que se determina este impacto podría modificar la medida de intensidad del mismo.

Tomando en consideración lo anterior, el modelado de nicho ecológico o modelado de la distribución potencial de especies, es un enfoque teórico-metodológico útil para determinar el impacto de la pérdida de hábitat, a nivel de especie por especie, a distintas escalas de análisis (Elith y Leathwick, 2009; Mendoza, Fay y Dirzo, 2005; Ortega-Huerta y Peterson, 2004; Peterson, Egbert, Sánchez-Cordero y Price, 2000; Sánchez-Cordero et al., 2009; Sánchez-Cordero, Illoldi-Rangel et al., 2005; Sánchez-Cordero, Munguía et al., 2005). Durante las últimas décadas, ha aparecido una amplia variedad de enfoques similares, para generar modelos de distribución de especies (MDE): modelos bioclimáticos, proyecciones climáticas, modelos de hábitats adecuados/selección de hábitat, modelos de distribución de especies/hábitats, funciones de selección de recursos, modelos del nicho ecológico de las especies (MNE), análisis de gradientes, entre otros (Elith y Leathwick, 2009; Hirzel y Lay, 2008). Todos estos enfoques de modelado pueden definirse como modelos empíricos que relacionan observaciones de campo con variables ambientales de predicción, con base en superficies estadísticas o de respuesta esperada (i. e., derivada teóricamente) (Guisan y Zimmermann, 2000). Este enfoque de modelado predictivo de la distribución de especies o hábitats, se ha convertido en un método muy poderoso para probar hipótesis ecológicas sobre la distribución de las especies y para evaluar los posibles impactos de los cambios ambientales sobre tales distribuciones (Guisan y Hofer, 2003).

El modelado de nicho ecológico (MNE) es la denominación más comúnmente utilizada para referirse al marco conceptual que sustenta la aplicación de tales enfoques. En la definición de nicho existen 2 enfoques contrastantes propuestos por Leibold (1995) y que se relacionan con: 1) los requerimientos ambientales de las especies (Grinnell, 1917; Hutchinson, 1957) y 2) los impactos o función que las especies tienen en sus ambientales (Elton, MacArthur o Levins) (Guisan y Thuiller, 2005).

La definición de nicho propuesta por Chase y Leibold (2003)—en el sentido que el nicho de las especies está determinado por las condiciones ambientales que permiten a las especies satisfacer sus requerimientos mínimos para que las tasa de nacimientos de poblaciones locales sea igual o mayor a la de su tasa de muertes— parece ser la traducción moderna de la formulación original

de Grinnell (Araujo y Guisan, 2006). Al mismo tiempo, existe el consenso que el modelado de nicho tiene como base conceptual las definiciones de Hutchinson de nicho fundamental y nicho realizado, aunque persisten las diferencias entre autores para interpretar si los modelos de nicho generados corresponden a alguna de tales versiones de nicho (Araujo y Guisan, 2006).

Los conceptos de nicho fundamental y nicho realizado nos ayudan a diferenciar si una predicción es resultado de restricciones fisiológicas teóricas, o si bien, es una simulación derivada de datos recabados en campo; en el caso de este último tipo de modelos –modelos estáticos de distribución derivados de superficies de respuesta– se considera que muy probablemente están prediciendo el nicho realizado o ecológico de las especies (Austin, 2002; Guisan y Zimmermann, 2000). En contraste, Peterson (2001) consideró que el nicho fundamental puede ser modelado mediante el examen del intervalo completo de la distribución de las especies (por ejemplo, abarcando la multiplicidad de comunidades en las que se encuentran las especies). Zaniewski, Lehmann y Overton (2002) también consideraron que los métodos de predicción basados solamente en presencias predicen distribuciones de especies, parecidas más a su nicho fundamental, mientras que los modelos basados en datos de presencia y ausencia reflejarían la distribución actual que se deriva del nicho realizado. Brotons, Thuiller, Araujo y Hirzel (2004), por su parte, consideran que ambos métodos proveen diferentes estimaciones del nicho realizado.

La discusión de la relación entre los modelos de nicho y la distribución de las especies ha estado caracterizada por dificultades semánticas, conceptuales y técnicas; algunos autores (Pearman, Guisan, Broennimann y Randin, 2008; Peterson, 2006; Soberón, 2007) sugieren que los modelos de nicho ecológico se aproximan más al modelado del nicho fundamental. Sin embargo, no queda clara la manera en que los métodos llamados “modelado del nicho ecológico” manejan las dificultades para describir ese nicho fundamental, a partir de la utilización de observaciones del paisaje asociadas a la presencia de las especies (Elith y Leathwick, 2009). De acuerdo con Pulliam (2000), la aplicación del enfoque MNE debe tomar en cuenta, no solamente las bases conceptuales de nicho fundamental y realizado, sino también la dinámica “fuente-sumidero” y las situaciones de dispersión limitada, que se tendría que analizar con características intrínsecas de las especies, como su vagilidad y variables relacionadas con el tamaño, forma y cercanía de fragmentos de hábitats naturales.

Después de hacer algunas consideraciones conceptuales en torno a la definición de nicho fundamental *versus* el realizado, Araujo y Guisan (2006) cuestionan la pertinencia de hacer tal diferenciación, y proponen la posibilidad de ignorar tales conceptos para aceptar que cualquier caracterización de nicho será una descripción incompleta de los factores bióticos y abióticos, que posibilitan a las especies satisfacer sus requerimientos ecológicos. Jiménez-Valverde, Lobo y Hortal (2008) proponen un modelo conceptual a manera de gradiente, en cual se describe la dependencia que tienen los enfoques de distribución “potencial” o “realizada”, en la aplicación de marcos analíticos diferentes, así como la utilización y aplicación de datos de calibración y validación adecuados a cada enfoque.

En este estudio se adopta el enfoque de modelar los hábitats adecuados potenciales de las especies a partir del modelado de su distribución potencial (Guisan y Zimmermann, 2000). Una de las caracterizaciones del modelado del nicho ecológico de las especies, consiste en generar modelos sobre lo adecuado o idóneo de sus hábitats. Por ejemplo, Hirzel, Helfer y Metral (2001), mediante el modelado del nicho fundamental de una especie virtual, determinaron la idoneidad del hábitat bajo diferentes escenarios históricos de colonización; con dispersión y poco abundante, en equilibrio y muy abundante. Si los modelos de nicho ecológico relacionan un conjunto de variables ambientales con la aptitud de las especies, los modelos de idoneidad del hábitat pueden ser considerados como aplicaciones operativas de los primeros, ya que las variables ambientales se relacionan con la probabilidad de presencia de las especies (Hirzel y Lay, 2008). Los objetivos para obtener modelos de idoneidad del hábitat, descansan en la reconstrucción del nicho realizado (Grinnell, 1917) y su predicción derivada (Guisan y Zimmermann, 2000). La consideración de los modelos de distribución de especies como modelos de distribución de hábitats específicos, resulta pertinente si consideramos la concepción de nicho de Grinnell (1917), en el sentido de que este consiste básicamente en la subdivisión de su hábitat, en la cual la especie encuentra aquellas condiciones que le posibilitan su sobrevivencia y reproducción (Wiens, Stralberg, Jongsomjita, Howell y Snyder, 2009).

Aplicando un procedimiento mediante el cual, modelos de distribución de especies llamados “potenciales” son reducidos espacialmente a los hábitats naturales remanentes, Sánchez-Cordero, Illoldi-Rangel et al. (2005) concluyeron que más de una cuarta parte de las especies endémicas de mamíferos terrestres de México, perdieron >50% de su distribución potencial debido a pérdida de hábitat. Además, no observaron una relación entre esta tendencia y el estatus de riesgo asignado por la Norma Oficial Mexicana Nom-059-Ecol-2001; la pérdida de hábitat natural se relaciona más con la región del país en la que se distribuyen, que con la amplitud de su distribución. Estos estudios sugieren la necesidad de realizar análisis de los impactos de la pérdida de hábitats naturales a nivel de especie por especie y, a escalas regionales, no solamente la escala de país, que permitan anticipar los riesgos de las extinciones locales, así como el diseño e implementación de acciones de conservación local. Adicionalmente, es necesario considerar que el costo de conservación se incrementa conforme avanza el proceso de pérdida de hábitat natural (Fuller, Sánchez-Cordero, Illoldi-Rangel, Linaje y Sarkar, 2006). La planeación sistemática de la conservación es un enfoque estructurado, en varios pasos, para cartografiar sistemas de áreas para la conservación en las que se busca representatividad, complementariedad y persistencia de la biodiversidad (Margules y Pressey, 2000; Margules y Sarkar, 2009; Sarkar y Margules, 2002). Este trabajo aplica el sistema ConsNet (Ciarleglio, Barnes y Sarkar, 2009; Ciarleglio, Sarkar y Barnes, 2008), el cual permite analizar información sobre la distribución de múltiples especies en un contexto geográfico y también permite buscar soluciones de conservación que incluyan criterios de representatividad y complementariedad.

El objetivo general de este trabajo es cuantificar, a escala estatal (Guerrero) y nacional (México), la disponibilidad de hábitats

adecuados asociados a la distribución de especies de mamíferos terrestres y se evalúa la manera en la que este factor afecta la selección de áreas de conservación para mamíferos en Guerrero.

## Materiales y métodos

### Sitios de presencia de las especies (recolectas científicas)

Considerando que la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio) lleva a cabo controles de la calidad de las bases de datos que se integran al Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad (Snib [http://www.conabio.gob.mx/biotica5/documents/cursosMarzo2013/Control%20de%20Calidad%20SIB\\_2013.pdf](http://www.conabio.gob.mx/biotica5/documents/cursosMarzo2013/Control%20de%20Calidad%20SIB_2013.pdf)), se solicitó a dicha comisión datos sobre localidades de colecta de mamíferos terrestres a nivel nacional (proyectos de origen de los registros: Altamirano-González, Guzmán-Hernández, Luna-Reyes, Riechers-Pérez y Vidal-López, 2007; Álvarez-Solórzano y López-Vidal, 1998; Briones-Salas, 2006; Ceballos, 2006; Cervantes-Reza, 2005; León-Paniagua, 1999; León-Paniagua, Rojas-Soto y Ortiz, 2001; López-Vidal, 2006; López-Vidal et al., 2008; López-Wilchis, 1998; Lorenzo-Monterrubio, Bolaños-Citalán y Barragán-Torres, 2005; Martínez-Vázquez, 2001; Miranda, 1997; Morales-Pérez, 2005; Pozo de la Tijera, 1997; Ramírez-Pulido, 1999; Ramírez-Pulido, 2007; Sánchez-Cordero, 2006). A pesar de la rigurosa revisión que realiza la Conabio para incluir los datos en el SNIB, se identificaron algunas inconsistencias taxonómicas y geográficas, por lo que se revisó la taxonomía con base en Wilson y Reeder (2005) y la congruencia geográfica de los registros (Patterson et al., 2007), excluyéndose o modificándose todas aquellas especies o registros que: *i*) fueran sinonimias; *ii*) que no tuvieran datos de referencia geográfica (longitud y latitud) con una resolución mayor a 2 decimales de grado; *iii*) que la especie no hubiera sido registrada previamente para el estado de Guerrero; *iv*) que no fuera nativa de México; *v*) que los registros no coincidieran con la distribu-

ción actualmente reconocida de la especie; *vi*) que tuvieran menos de 10 registros, y *vii*) que fueran registros duplicados, es decir, múltiples registros para una misma localidad (Elith et al., 2011). La depuración de datos de presencia de las especies resultó en 9 324 registros que fueron utilizados para modelar la distribución del hábitat potencial de 47 especies de mamíferos terrestres documentados en Guerrero; esta cifra representa el 40% de las 115 especies de mamíferos terrestres que se distribuyen en el estado.

### Variables ambientales de predicción

Las coberturas utilizadas para modelar la distribución de los hábitats potenciales de las especies, consistieron en 19 variables bioclimáticas del proyecto WorldClim, construidas con base en la interpolación del promedio mensual de datos de estaciones climáticas, obtenidos del periodo de 1950-2000 (<http://www.worldclim.org/current>), y 4 variables topográficas del proyecto Hydro1k (<http://edc.usgs.gov/products/elevation/gtopo30/hydro/>), con una resolución de  $\approx 1 \text{ km}^2$  (tabla 1).

La preparación y el procesamiento de los modelos de distribución se llevaron a cabo con el software ArcGis 9.3 (Esri). De acuerdo con Elith et al. (2011), es recomendable restringir el área de modelado a aquella que se considera como accesible para la especie (M). Tomando lo anterior en consideración, cuando es factible es importante utilizar como límite de modelado para cada especie áreas que incluyan condiciones geográficas y ecosistemas que se puedan considerar como unidades que no contienen barreras que impidan su dispersión. Puesto que las Ecorregiones Terrestres de México (Inegi, Conabio, INE, 2008), son el resultado de un análisis reciente que incluye una serie de esfuerzos de análisis de expertos sobre trazos y límites correspondientes a unidades geográficas con flora, fauna y ecosistemas característicos, se utilizaron estos atributos para intersectarse con la distribución conocida (registros) de cada una de las 47 especies de mamíferos que cumplieron con el criterio de contar al menos con 10 registros en su distribución reconocida (Patterson et al., 2007); el resultado fue un grupo de

Tabla 1  
Variables bioclimáticas y topográficas utilizadas para realizar los modelos de distribución potencial

Variables bioclimáticas	Variables topográficas
1. Temperatura media anual	20. Aspecto
2. Rango de temperatura media diurna	21. Elevación
3. Isotermalidad	22. Pendiente
4. Estacionalidad de temperatura (desviación estándar *100)	23. Índice topográfico compuesto
5. Temperatura máxima del mes más cálido	
6. Temperatura mínima del mes más frío	
7. Rango de temperatura anual	
8. Temperatura media del trimestre más húmedo	
9. Temperatura media del trimestre más seco	
10. Temperatura media del trimestre más cálido	
11. Temperatura media del trimestre más frío	
12. Precipitación anual	
13. Precipitación del mes más húmedo	
14. Precipitación del mes más seco	
15. Estacionalidad de precipitaciones	
16. Precipitación del trimestre más húmedo	
17. Precipitación del trimestre más seco	
18. Precipitación del trimestre más cálido	
19. Precipitación del trimestre más frío	

47 máscaras que representan la extensión accesible para cada una de las especies (Barve et al., 2011). Con cada una de estas máscaras, se extrajeron las 23 variables de predicción, obteniéndose un grupo de variables con distinta extensión, para cada una de las especies a modelar.

### Modelado de distribución de especies

El software MaxEnt (Phillips, Anderson y Schapire, 2006), versión 3.3.1 k, fue el sistema de cómputo utilizado para producir la predicción de distribuciones de especies incluidas (tabla 2). Este programa utiliza el principio de máxima entropía, estimando la distribución a lo largo de un espacio geográfico. Elith et al. (2011) hacen una caracterización de la manera que MaxEnt opera, con base en la comparación de densidades de

probabilidades en el espacio de covariables; si se conoce la densidad condicional de covariables en sitios de presencia de determinada especie ( $f_i[z]$ ), la densidad marginal de covariables a lo largo del área de estudio ( $f[z]$ ) y la prevalencia, entendida como la proporción de presencias en el total de la muestra ( $\text{Pr}[y=1]$ ), es posible calcular la probabilidad condicional de la presencia. Sin embargo, como MaxEnt trabaja solo con datos de presencia, primero realiza transformaciones de las covariables: lineal, cuadrática, bisagra y de producto; con valores comprendidos entre 0 y 1. Con estas transformaciones se estima la relación de la densidad condicional de “características” en sitios de presencia ( $f_i[z]$ ), dividido entre la densidad marginal de características a lo largo del área de estudio ( $f[z]$ ), es decir ( $f_i[z]/f[z]$ ), lo que se considera el núcleo de los modelos que produce MaxEnt y se le conoce como salida de tipo “raw”, en las cuales se estima la

Tabla 2

Información sobre las especies de mamíferos incluidas en los análisis: (1) categoría de riesgo de acuerdo con la Norma Oficial Mexicana (Nom-Ecol-059-2010); donde A= Especie amenazada y Pr= Especie en peligro de extinción; (2) total de registros; (3) número de registros utilizados para generar los modelos de distribución; (4) número de registros utilizados para validación de modelos; (5) área bajo la curva del análisis “ROC”; (6) proporción distribución potencial/área total para Guerrero; (7) proporción distribución actual/ distribución potencial para Guerrero; (8) proporción distribución potencial/ área total para México; (9) proporción distribución actual/ distribución potencial para México. La lista de especies aparece en orden ascendente respecto a la columna (7)

Especie	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)	(9)
<i>Pipistrellus hesperus</i>	-	184	138	46	0.892	0.06	0.59	0.27	0.81
<i>Peromyscus gratus</i>	-	407	306	101	0.913	0.01	0.68	0.11	0.57
<i>Micronycteris microtis</i>	-	30	23	7	0.916	0.17	0.69	0.07	0.44
<i>Molossus rufus</i>	-	225	169	56	0.909	0.19	0.7	0.11	0.55
<i>Peromyscus perfulvus</i>	-	32	24	8	0.904	0.24	0.75	0.03	0.62
<i>Canis latrans</i>	-	302	227	75	0.856	0.13	0.75	0.36	0.66
<i>Lasiurus ega</i>	-	57	43	14	0.876	0.33	0.76	0.15	0.55
<i>Sylvilagus cunicularius</i>	-	182	137	45	0.912	0.57	0.76	0.08	0.53
<i>Balantiopteryx plicata</i>	-	302	227	75	0.921	0.7	0.78	0.11	0.57
<i>Lepus callotis</i>	-	76	57	19	0.894	0.37	0.79	0.16	0.53
<i>Spermophilus adocetus</i>	-	65	49	16	0.933	0.37	0.79	0.03	0.63
<i>Myotis fortidens</i>	-	16	12	4	0.92	0.46	0.79	0.14	0.57
<i>Procyon lotor</i>	-	345	261	84	0.832	0.67	0.8	0.41	0.6
<i>Eumops glaucinus</i>	-	33	25	8	0.944	0.14	0.8	0.04	0.52
<i>Pteronotus personatus</i>	-	149	112	37	0.934	0.56	0.8	0.1	0.56
<i>Rhogeessa parvula</i>	-	134	101	33	0.948	0.29	0.82	0.07	0.61
<i>Spilogale pygmaea</i>	A	58	44	14	0.959	0.38	0.82	0.03	0.67
<i>Eumops underwoodi</i>	-	28	21	7	0.92	0.91	0.82	0.17	0.6
<i>Pteronotus parnellii</i>	-	556	418	138	0.858	0.9	0.83	0.26	0.65
<i>Lasiurus intermedius</i>	-	118	89	29	0.924	0.53	0.83	0.11	0.6
<i>Lasiurus blossevillii</i>	-	96	72	24	0.892	0.83	0.83	0.32	0.62
<i>Sciurus aureogaster</i>	-	607	457	150	0.834	0.51	0.83	0.17	0.5
<i>Spermophilus variegatus</i>	-	397	298	99	0.835	0.13	0.83	0.32	0.67
<i>Pteronotus davyi</i>	-	294	222	72	0.902	0.71	0.83	0.2	0.62
<i>Choeromyscus godmani</i>	-	35	27	8	0.95	0.24	0.83	0.06	0.56
<i>Neotoma mexicana</i>	-	403	303	100	0.846	0.28	0.84	0.28	0.67
<i>Choeronycteris mexicana</i>	A	294	221	73	0.899	0.25	0.84	0.24	0.62
<i>Molossus sinaloae</i>	-	212	159	53	0.901	0.44	0.84	0.08	0.54
<i>Nyctinomops macrotis</i>	-	68	51	17	0.894	0.21	0.84	0.3	0.59
<i>Nasua narica</i>	-	360	270	90	0.888	0.58	0.84	0.27	0.64
<i>Peromyscus melanophrys</i>	-	314	236	78	0.951	0.2	0.85	0.13	0.53
<i>Anoura geoffroyi</i>	-	370	278	92	0.9	0.61	0.85	0.14	0.61
<i>Potos flavus</i>	Pr	191	144	47	0.9	0.28	0.86	0.09	0.56
<i>Sigmodon leucotis</i>	-	72	54	18	0.902	0.04	0.86	0.13	0.65
<i>Corynorhinus townsendii</i>	-	96	72	24	0.943	0.23	0.87	0.27	0.73
<i>Peromyscus beatae</i>	-	39	30	9	0.912	0.21	0.87	0.05	0.63
<i>Sorex saussurei</i>	-	56	42	14	0.981	0.06	0.87	0.03	0.53
<i>Bassariscus sumichrasti</i>	A	89	67	22	0.885	0.37	0.88	0.09	0.64
<i>Mustela frenata</i>	-	87	66	21	0.909	0.31	0.88	0.25	0.55
<i>Lasiurus cinereus</i>	-	189	142	47	0.925	0.04	0.88	0.2	0.7
<i>Peromyscus mexicanus</i>	-	622	468	154	0.91	0.1	0.89	0.06	0.59
<i>Peromyscus megalops</i>	-	62	47	15	0.979	0.07	0.9	0.01	0.69
<i>Reithrodontomys megalotis</i>	-	695	522	173	0.889	0.09	0.9	0.24	0.63
<i>Myotis thysanodes</i>	-	81	61	20	0.85	0.22	0.9	0.29	0.74
<i>Centurio senex</i>	-	211	159	52	0.993	0.26	0.91	0.11	0.63
<i>Megadontomys thomasi</i>	Pr	45	34	11	0.981	0.12	0.93	0	0.85
<i>Cryptotis goldmani</i>	Pr	42	32	10	0.966	0.09	0.95	0.01	0.82

relativa idoneidad de un sitio respecto a otro. Una vez que se tiene esta información, se utiliza una función logarítmica [ $n(z) = \log(f_i(z)/f(z)$ ); “logistic output”], que permite tener un acercamiento a la probabilidad de presencia en sitios con las condiciones “típicas” para la especie, el cual es conocido como el parámetro  $\tau$ . De esta manera, la probabilidad de presencia presentada para cada una de las celdas del espacio geográfico en la salida logarítmica de MaxEnt, o modelo de distribución potencial de las especies, está dada por:  $\Pr(y=1/z) = (\tau e^{n(z)-\tau} / 1 + \tau e^{n(z)-\tau})$ , en donde  $\tau$  es la probabilidad de presencia en sitios con condiciones típicas,  $e^{n(z)}$  es la relación de  $f_i(z)/f(z)$ ,  $r$  es la entropía relativa del estimado de MaxEnt de  $f_i(z)$  con respecto a  $f(z)$ .

**Parametrización y evaluación de modelos.** Para la generación de los modelos se utilizó el 75% de los registros de 47 especies de mamíferos como puntos de entrenamiento o calibración, mientras que el 25% restante de los registros fueron utilizados como puntos de prueba independientes para validar los modelos de distribución (Pawar et al., 2007). Se utilizó MaxEnt con las especificaciones o características estándar de modelado, las cuales han demostrado producir resultados robustos (Elith et al., 2011; Elith y Leathwick, 2009; Morueta-Holme, Flojgaard y Svenning, 2010; Phillips y Dudík, 2008). Al no contar con un criterio robusto para definir sesgos de colecta, no se incluyó dicha variable en la generación de los modelos. Sin embargo, todos los modelos se validaron utilizando el análisis incluido en MaxEnt, correspondiente al área bajo la curva (AUC, por sus siglas en inglés) de la característica de receptor operativo (ROC, por sus siglas en inglés). Los modelos que obtuvieron  $AUC > 0.75$ , fueron considerados como significativamente robustos (Morueta-Holme et al., 2010; Pawar et al., 2007). MaxEnt también provee análisis estadísticos básicos, con base en un porcentaje de datos de presencia que se asigna, para utilizarse como puntos de prueba para el modelo. Estos análisis proporcionan umbrales potenciales para ser utilizados en la transformación de los modelos continuos a modelos binarios (presencia/ausencia). En este trabajo se aplicó el umbral del décimo percentil de los puntos de entrenamiento, que se basa en el intervalo de valores que incluye al 90% de los registros de presencia y excluye al 10% restante, como fuera del intervalo (Morueta-Holme et al., 2010). Este criterio permite excluir valores que hayan sido mal referenciados, mal identificados, o en nuestro caso, registros que no fueron filtrados por la fecha de colecta, es decir, aquellos que no correspondieron a las condiciones actuales en el modelado (Liu, Berry, Dawson y Pearson, 2005; Morueta-Holme et al., 2010).

#### *Posprocesamiento de modelos*

Los modelos de distribución de especies generados por MaxEnt, cuya extensión corresponde a su área accesible delimitada por las ecorregiones de México, en donde la especie tiene representación, fueron acotados espacialmente a la extensión geográfica de Guerrero, mediante el polígono correspondiente a ese estado (Conabio, 2011). Se generaron 2 archivos, 1 para cada escala, mediante el programa Maxent to Consnet, para ser analizados mediante el programa computacional de planeación sistemática de la conservación ConsNet. Este programa fue se-

leccionado porque permite incluir información espacial, a cualquier escala, sobre la distribución de especies, hacer análisis del área de “distribución potencial” y de “distribución actual” (Sánchez-Cordero, Illoldi-Rangel et al., 2005), además de poseer algoritmos con los que se pueden buscar soluciones de representación de metas definidas de distribución especie por especie (Ciarleglio et al., 2008; Ciarleglio et al., 2009).

#### *Modelos de distribución de hábitats adecuados a las especies (potencial versus actual)*

Este estudio considera a los modelos generados por MaxEnt, como modelos de la distribución de hábitats adecuados de las especies. Tomando como base conceptual el modelo de nicho ecológico de las especies propuesto por Grinnell (1917), en una primera aproximación de modelado y mediante la utilización de variables bioclimáticas y topográficas, se generaron modelos de la distribución potencial de hábitats adecuados para las especies. Sin embargo, en una segunda aproximación, las distribuciones potenciales de hábitats obtenidos se restringieron (especialmente), a aquellas áreas que, por la cobertura del terreno, se ajustaran mejor la idoneidad de los hábitats para cada especie. Es decir, se utilizó la capa de uso de suelo y vegetación a nivel nacional disponible más actualizada para México, la Carta digital de uso de suelo y vegetación 1:250,000, Serie IV (Inegi, 2009), como información base, para crear una máscara utilizada para excluir de los modelos de distribución potencial, todos aquellos píxeles coincidentes con coberturas del terreno, con poca o nula idoneidad de hábitat para las especies: agricultura de humedad, agricultura de riego, agricultura de temporal, asentamientos humanos, zonas desprovistas de vegetación, el palmar inducido, pastizal cultivado, pastizal inducido y las zonas urbanas. Aunque este procedimiento apunta al modelado de los hábitats relacionados con el nicho realizado de las especies, lo cierto es que los modelos finales continúan relacionándose con el modelado de una parte del nicho fundamental de las especies, sobre todo, porque no se incluyen las interacciones bióticas y los procesos de dispersión y dinámica de meta-poblaciones. La consideración de los modelos de distribución de hábitat adecuados resuelve, por lo menos en parte, el dilema de referirnos a distribuciones de especies potenciales *versus* actuales, ya que los hábitats son intrínsecamente áreas o lugares que potencialmente pueden estar ocupados o desocupados por las especies. Por lo tanto, aquí nos referimos a la “distribución potencial” de hábitats adecuados a aquellos modelos obtenidos mediante la predicción de variables ambientales climáticas y topográficas (hábitats potenciales), mientras que la “distribución actual” de hábitats adecuados, son los mismos modelos, aunque reducidos a aquellas áreas que aún presentan la cubierta del terreno correspondiente a los hábitats adecuados a las especies (hábitats actuales).

#### *Correlación entre distribuciones potenciales versus actuales de hábitats adecuados*

Basados en la propuesta de Sánchez-Cordero, Illoldi-Rangel et al. (2005) y Sánchez-Cordero, Munguía et al. (2005), y una

vez obtenida la proporción de hábitat remanente dentro de la distribución potencial de hábitat de las especies, tanto para México como para Guerrero (Conabio, 2011), se evaluó la correlación entre el área correspondiente a la distribución potencial del hábitat respecto al área de la distribución actual del hábitat de las especies. Se utilizó una prueba de correlación de Spearman porque los datos no cumplieron con la normalidad, definiendo  $p=0.05$  como nivel de significancia (Wilson et al., 2005; Zar, 1999), mediante el programa Statistica 10.0 (StatSoft, Inc., 2011). Finalmente, se realizó una comparación entre las proporciones de hábitats (potenciales) adecuados de las especies, para México versus Guerrero, utilizando una prueba de Wilcoxon (Zar, 1999), mediante el programa Statistica 10.0 (StatSoft, Inc., 2011).

### Identificación de áreas de conservación

Mediante ConsNet, se hizo un análisis de prioridades de conservación utilizando una meta de conservación del 20% de la distribución de los hábitats de las especies bajo 2 escenarios; el primero, considerando la pérdida de hábitat en el estado (hábitats actuales), y el segundo, sin considerar este factor (hábitats potenciales) (Fuller et al., 2006). Para ambos escenarios, se buscó una solución óptima de conservación, utilizándose como objetivo de conservación la selección de la menor cantidad de área posible y la menor relación entre perímetro y área de las zonas seleccionadas (Ciarleglio et al., 2009), corriéndose tantas iteraciones como fueron necesarias, para llegar a una asíntota en la que no se encontraron nuevas soluciones óptimas, en cuanto a los criterios considerados (área y relación perímetro/área). Para determinar la diferencia a nivel geopolítico, usualmente el considerado para realizar acciones de manejo y conservación, de las áreas seleccionadas. La mejor solución para cada uno de los 2 escenarios se superpuso a la capa de municipios de Guerrero y se cuantificó el número de píxeles seleccionados para cada uno de ellos. Para comparar ambas soluciones, realizamos una prueba de Wilcoxon (Zar, 1999), mediante el programa Statistica 10.0 (StatSoft, Inc., 2011).

## Resultados

### Distribución actual del hábitat adecuado de las especies

De acuerdo con la Carta digital de uso de suelo y vegetación 1:250 000, Serie IV (Inegi, 2009), se observó que el 68% del área del estado cuenta con hábitat natural remanente. Para México, se observó una tendencia positiva no significativa entre la amplitud de la distribución potencial de los hábitats adecuados de las especies y sus distribuciones actuales ( $r_s = 0.184$ ,  $p = 0.216$ ). También en la escala del país, 20 especies conservaron menos del 60% de vegetación natural respecto a su distribución potencial, 22 especies conservaron entre el 60 y 70%, 2 especies entre el 70 y 80% y, 3 especies conservaron entre el 80 y 90% (tabla 2); la mediana fue del 61%.

Se observó una tendencia negativa no significativa, entre la amplitud de la distribución potencial de los hábitats adecuados

de las especies y sus distribuciones actuales en Guerrero ( $r_s = -0.254$ ,  $p = 0.08$ ). Dentro del mismo ámbito estatal, de las 47 especies, solo 1 especie conservó menos del 60% de su distribución potencial, 2 especies conservaron entre el 60 y 70%, 10 especies entre el 70 y 80%, 31 especies entre el 80 y 90% y, 3 especies conservaron más del 90% de hábitat natural remanente en la distribución potencial de sus hábitats adecuados (ver tabla 2; columna (7)); la mediana fue de 83%. Adicionalmente, se encontraron diferencias significativas, al comparar la proporción de hábitats naturales que se conservan en la distribución potencial de los hábitats adecuados de las especies, entre México y Guerrero ( $N = 47$ ,  $T = 26$ ,  $Z = 5.6$ ,  $p < 0.01$ ).

### Áreas de conservación

La mejor solución de conservación obtenida, sin considerar la exclusión de áreas cuyos hábitats naturales se han transformado (hábitats adecuados potenciales), requirió de 11 549 km<sup>2</sup> para representar el 20% de la distribución potencial de los hábitats adecuados para las 47 especies, seleccionándose 135 áreas con un perímetro de 5445 kilómetros y una relación perímetro/área de 0.47 (fig. 1A). La mejor solución de áreas de conservación obtenida considerando la exclusión de áreas transformadas (hábitats adecuados actuales), requirió de la misma área seleccionada, para representar el 20% de la distribución de los hábitats adecuados actuales para las 47 especies (11 549 km<sup>2</sup>). Sin embargo, el número de áreas seleccionadas se incrementó a 1 212 con un perímetro de 15 599 km y una relación perímetro/área de 1.35 (fig. 1B).

La solución de conservación en el escenario de la distribución de hábitats adecuados actuales incluyó áreas pertenecientes a 70 de los 81 municipios del estado; no se encontraron diferencias significativas al comparar la localización, de acuerdo con el municipio, de las áreas seleccionadas en ambos escenarios ( $N = 69$ ,  $T = 1 163.5$ ,  $Z = 0.263$ ,  $p = 0.79$ ). Los municipios con mayor proporción de área seleccionada fueron: Chilpancingo de Los Bravo, La Unión de Isidoro Montes de Oca, General Heliodoro Castillo, San Miguel Totolapan, Leonardo Bravo, Eduardo Neri, Teloloapan, Ajuchitlán del Progreso, Josué Azueta, Coyuca de Catalán, Coahuayutla de José María Izazaga, Petatlán, Coyuca de Benítez, Chilapa de Álvarez y Acapulco de Juárez (ver tabla 3).

## Discusión

La base conceptual del presente estudio parte del reconocimiento de que existen varias formas para referirse al objeto y tipo de modelos, que tienen como meta predecir la probabilidad de presencia de las especies, a partir de variables ambientales (Guisan y Zimmermann, 2000). Tales enfoques incluyen al “modelado de la distribución de las especies”, el “modelado del nicho ecológico de las especies” y “modelado de la idoneidad del hábitat”, para mencionar los más reconocidos (Elith y Leathwick, 2009). Este estudio adopta las definiciones como la de Whittaker y Likens (1973), quienes consideraban que el concepto propuesto por Grinnell (1917) enfatizaba al hábitat de las

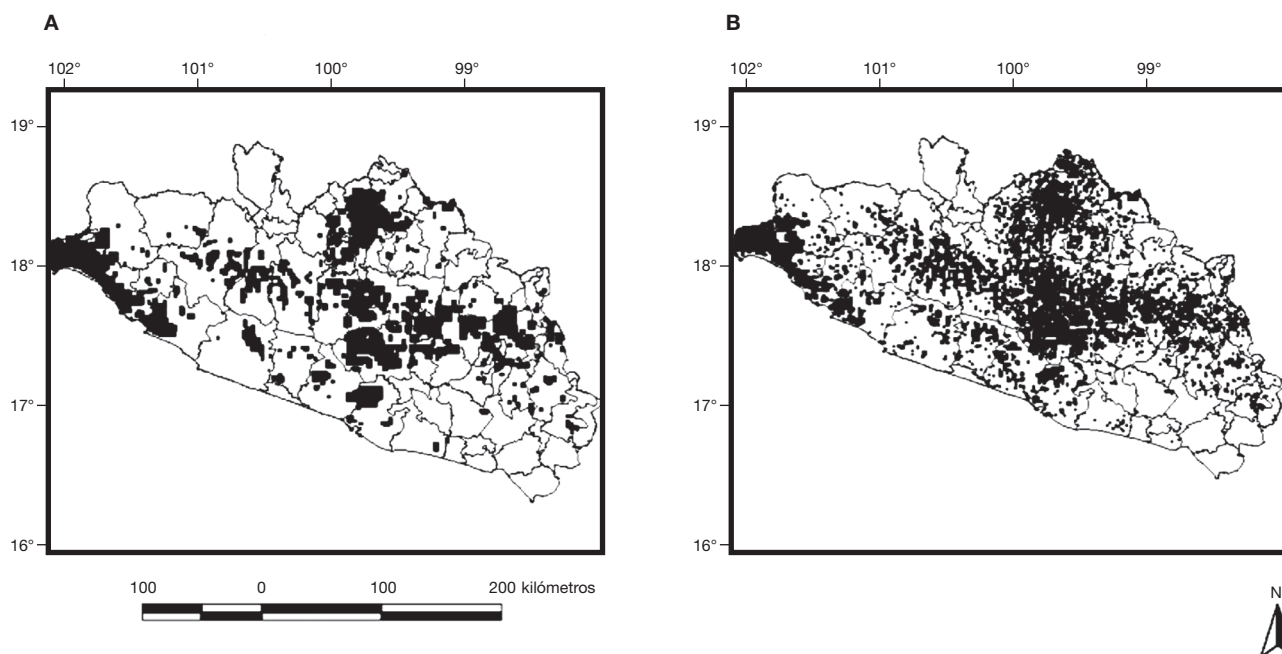


Figura 1. Áreas de conservación seleccionadas en Guerrero sin considerar pérdida de hábitat natural (A) y áreas de conservación seleccionadas considerando pérdida de hábitat natural (B).

especies, razón por la cual se hablaba de un “nicho de lugar” o “nicho de hábitat”. De manera particular, se considera que los modelos propuestos en este estudio se ajustan mejor a las características de los modelos del hábitat adecuado de las especies (Hirzel y Lay, 2008), debido a la naturaleza de las variables de predicción utilizadas, las escalas de análisis abordadas, así como el algoritmo de predicción aplicado. De esta manera, utilizamos las categorías “potencial” y “actual” para diferenciar la idoneidad predicha de los hábitats de las especies, dados los cambios en las condiciones históricas de la cobertura vegetal (Sánchez-Cordero et al., 2009; Sánchez-Cordero, Illoldi-Rangel et al., 2005; Sánchez-Cordero, Munguía et al., 2005). La utilización de la categoría “hábitat adecuado”, en lugar de “distribución de las especies” es específica, se adapta a los análisis de selección de sitios para la conservación y tiene conceptualmente una rigurosidad científica dados los alcances de los análisis presentados.

Guerrero se caracteriza por ser uno de los estados más biodiversos en México. Sin embargo, los cambios de uso de suelo y vegetación han resultado en una pérdida significativa del 32% de hábitats naturales originales, respecto al 28.2% a nivel nacional. Asumiendo que la pérdida del hábitat natural en la distribución de las especies es una de las causas documentadas con mayor efecto negativo en su supervivencia (Best et al., 2001; Challenger y Dirzo, 2009; Fahrig, 2003; Kinnaird et al., 2003; Mendoza et al., 2005; Steffan-Dewenter et al., 2002; Venier y Fahrig, 1996), es importante notar algunos patrones espaciales en la distribución de las especies, sobre todo, aquellas consideradas como vulnerables. A la escala de Guerrero, mientras especies como *Cryptotis goldmani* –cuya distribución de sus hábitats adecuados potenciales está restringida a <1% de la superficie del estado– se estima han perdido apenas el 5% de la cobertura vegetal original, otras especies con distribuciones

potenciales igualmente restringidas en el estado, como *Pipistrellus hesperus*, se estima han perdido hasta del 41% de la vegetación original de sus hábitats adecuados potenciales (tabla 1). Esto pone en evidencia que existen diferencias notables en cómo son afectados, de distinta manera, los hábitats adecuados potenciales, aún para el caso de especies con distribución restringida, a una porción pequeña a escala estatal. Esta tendencia y la falta de correlación significativa observada tanto a nivel nacional como a nivel estatal, entre la amplitud de la distribución de hábitats adecuados potenciales y el porcentaje de estos que aún conservan su vegetación natural original, sugiere que es indispensable considerar el nivel de afectación de especie por especie y la escala en la que se pretenden realizar acciones de conservación.

Tomando en consideración estimados globales obtenidos de todas las especies, tal como la mediana, es evidente que el porcentaje de hábitats adecuados actuales (naturales) en Guerrero (83%), es mucho mayor a ese mismo porcentaje a nivel nacional (61%). De hecho, se encontraron diferencias significativas al analizar la proporción de hábitats naturales que conservan las especies a nivel estatal, en relación con lo que sucede a nivel nacional. Esto podría sugerir escenarios favorables para la conservación de las especies de mamíferos terrestres en Guerrero.

Por otro lado, dentro de los criterios de inclusión de especies en la Norma Oficial Ecológica Mexicana, usualmente se considera a la amplitud de la distribución de la especie como un factor clave y relevante (Feria, Olson, García-Mendoza y Solano, 2009; Sánchez et al., 2007); las especies de distribución restringida son presumiblemente más vulnerables a impactos de pérdida de hábitat, tales como extirpaciones poblacionales o extinciones locales, en relación con especies que muestran distribuciones amplias (Sánchez-Cordero et al., 2009; Sánchez-Cordero, Illoldi-Rangel et al., 2005; Sánchez-Cordero, Munguía



Tabla 3

Número de celdas seleccionadas en municipios del estado de Guerrero. El Escenario 1 corresponde a los modelos de distribución del hábitat adecuado potencial, sin considerar pérdida de hábitat natural; mientras que el Escenario 2 corresponde al modelado del hábitat adecuado actual, considerando pérdida de hábitat natural. El orden de la tabla es descendente de acuerdo con la columna del Escenario 1

Municipio	Escenario 1	Escenario 2
Chilpancingo de Los Bravo	995	913
La Unión de Isidoro Montes	969	1 122
General Heliodoro Castillo	464	363
San Miguel Totolapan	461	326
Leonardo Bravo	375	329
Eduardo Neri	360	340
Teloloapan	357	508
Ajuchitlán del Progreso	354	322
Zihuatanejo de Azueta	328	449
Coyuca de Catalán	314	364
Coahuayutla de José María Izazaga	290	156
Petatlán	253	335
Coyuca de Benítez	242	189
Chilapa de Álvarez	229	276
Acapulco de Juárez	221	304
Técpan de Galeana	197	204
Atlixac	193	283
Atoyac de Álvarez	187	92
Tixtla de Guerrero	179	232
Apaxtla de Castrejón	176	239
Taxco de Alarcón	160	53
Tlapa de Comonfort	147	237
Ahuacuotzingo	145	104
Huitzoco de Los Figueroa	143	90
Cuetzala del Progreso	129	173
Ixcateopan de Cuauhtémoc	121	170
Iguala de la Independencia	114	150
Metlatónoc	107	77
Mochitlán	106	126
Tepecoacuilco de Trujano	100	28
Quechultenango	92	135
Tetipac	87	0
Zirándaro de Los Chávez	86	48
Cocula	85	79
Pedro Ascencio Alquisiras	77	84
Alcozauca de Guerrero	74	77
Mártir de Cuilapan	66	58
Zitlala	66	96
Tlacoachistlahuaca	62	39
Arcelia	55	10
Malinaltepec	49	65
Buenavista de Cuéllar	48	33
Copanatoyac	44	92
Zapotitlán Tablas	40	58
Pilcaya	38	7
Tlacoapa	38	61
Olinalá	32	13
Xalpatláhuac	32	50
Cualác	30	42
San Marcos	30	23
Acatepec	19	17
Huamuxtitlán	19	10
Juan R. Escudero	19	0
Tlalixtaquilla de Maldonado	19	38
San Luis Acatlán	18	18
Ayutla de los Libres	16	17
Xochistlahuaca	16	10
Xochihuehuetlán	15	12
Atlamajalcingo del Monte	14	8
Alpoyeca	13	12
Copalillo	13	2
Cutzamala de Pinzón	10	10
General Canuto A. Neri	10	0
Tecoanapa	8	0
Atenango del Río	7	0
Cuajinicuilapa	3	0
Tlalchapa	3	1
Benito Juárez	2	0
Copala	2	0
Pungarabato	2	0
Florencio Villarreal	0	8

et al., 2005). En el presente estudio, las 6 especies incluidas en alguna de las categorías de riesgo de la Norma Oficial Ecológica Mexicana (Nom-059-Semarnat-2010 [Semarnat, 2010]) se encuentran entre las que mostraron un porcentaje significativo de sus hábitats adecuados actuales, respecto a la distribución de sus hábitats adecuados potenciales (>80%; ver tabla 2). De acuerdo con nuestros resultados, este grupo de especies podrían mostrar un estado de conservación mucho más favorable en Guerrero, que a nivel nacional, en donde los rangos se encuentran entre el 56 y 85%, lo cual podría explicarse por la proporción elevada de hábitats originales que se han perdido en otros estados, como Veracruz y Tabasco. Por tanto, es necesario impulsar, a corto plazo, acciones en Guerrero que promuevan las condiciones de conservación actuales.

Los resultados de este estudio nos permiten confirmar que la escala de análisis puede marcar tendencias del estado de conservación de una especie en ambos sentidos; una especie puede mostrar una categoría de amenaza o riesgo de extinción local, sin mostrar un estado de conservación desfavorable a nivel nacional y viceversa (Sánchez-Cordero et al., 2009). Dentro del proceso de planificación de conservación local y regional, o al medir el impacto de actividades productivas, mediante estudios de impacto ambiental, se hace necesario utilizar algún índice de riesgo específico a nivel de especie, que considere el estado de conservación estatal o regional, además de observar la categoría de riesgo según la Norma Oficial Ecológica Mexicana. Feria et al. (2009) resaltan el uso de los sistemas de información geográfica para establecer criterios de riesgo de conservación de especies. Este trabajo pone de relieve la necesidad de considerar análisis a escalas múltiples: nacional, regional, estatal, local; para definir el estado de conservación de una especie (Margules y Sarkar, 2009; Sánchez-Cordero et al., 2009).

Este enfoque teórico-metodológico deberá considerar requerimientos más específicos de hábitat que los considerados en este trabajo. Por ejemplo, se estima que *Spermophilus adocetus* ha perdido alrededor del 21% de hábitat adecuado en su distribución potencial para Guerrero y, aproximadamente, el 37% para México. Aun cuando esta es una especie endémica y, por tanto, de distribución restringida, podría no verse drásticamente afectada por los cambios de uso de suelo, puesto que se ha descrito como una especie que puede incrementar sus poblaciones ante el avance de la frontera agrícola (Sánchez-Cordero, Illoldi-Rangel et al., 2005). En contraste, *Spilogale pygmaea*, también endémica e incluida en la Norma Oficial Mexicana como especie “amenazada” y como especie “vulnerable” dentro de la Lista Roja de la International Union for Conservation of Nature (IUCN) de Especies Amenazadas (IUCN, 2013), ha perdido 18 y 28% de la cubierta vegetal original dentro de su distribución potencial en Guerrero y el país, respectivamente. Sin embargo, aun siendo capaz de invadir zonas agrícolas y pastizales, esta especie depende de su hábitat natural en buen estado para mantener poblaciones a largo plazo (Cuarón y Helgen, 2008). Por otro lado, *Choeronycteris mexicana*, incluida como especie “amenazada” en la Norma Oficial Mexicana y como “casi amenazada” por la Lista Roja de la IUCN (IUCN, 2013), ha perdido aparentemente solo el 16% de la cubierta vegetal en sus hábitats adecuados potenciales en el estado, pero depende

de un nivel alto de calidad de hábitat (primario) y se estima que sus poblaciones han disminuido un 30% a nivel nacional (Arroyo-Cabrales y Pérez, 2008).

Respecto a las áreas de conservación seleccionadas, en contraste con el análisis de conservación realizado recientemente en el estado que se concentra en una sola especie (Cuervo-Robayo y Monroy-Vilchis, 2012), el ejercicio aquí realizado para identificar soluciones de conservación para distintas especies, coinciden con sitios anteriormente identificados como prioritarios para la conservación de vertebrados en Guerrero (Álvarez-Mondragón y Morrone, 2004; García-Marmolejo, Escalante y Morrone, 2008; García-Trejo y Navarro, 2004; Ruiz-Gutiérrez, 2012). Es interesante notar que la cantidad de área seleccionada coincide bajo los 2 escenarios en los que se realizó el análisis (hábitats adecuados potenciales *versus* hábitats adecuados actuales) y que no existieron diferencias significativas entre las áreas seleccionadas a nivel municipal. Fuller et al. (2006) demostraron que en el caso de las especies endémicas de mamíferos de México, el costo de conservación se incrementa conforme el proceso de pérdida de hábitat natural avanza. Es más complicado alcanzar metas realistas de conservación de biodiversidad, a partir de una matriz de hábitat natural conservado, que a partir de un hábitat natural fragmentado. Sin embargo, para el grupo de especies de mamíferos incluidas, aparentemente la pérdida de hábitat aún no redundo en mayores requerimientos de áreas para proteger el 20% de la distribución de las especies. Esta situación podría modificarse si se buscara una meta de representación más elevada.

Al analizar el sistema de áreas seleccionadas, resulta preocupante que la solución de conservación entre ambos escenarios fue radicalmente distinta, respecto al número de áreas seleccionadas (135 para hábitats adecuados potenciales *versus* 1,212 para hábitats adecuados actuales) y, también, en cuanto al perímetro (5,445 para hábitats adecuados potenciales *versus* 15,599 para hábitats adecuados actuales) factores que, debido a su repercusión crítica en la conservación de la biodiversidad (Fahrig, 2003), requieren ser investigados de manera específica, mediante trabajos enfocados a realizar propuestas de conservación.

Considerando la ausencia de áreas de conservación en el estado de Guerrero, identificamos como prioridad, a corto plazo, el inicio de estrategias significativas de conservación de la biodiversidad estatal. Se recomienda la aplicación de los siguientes enfoques: 1) expandir nuestro análisis a otros grupos taxonómicos, para establecer una plataforma de información indispensable que sirva para elaborar propuestas integrales de conservación; 2) incluir metas variables de conservación de acuerdo con modelos refinados de la distribución actual de las especies y estimados de sus niveles de vulnerabilidad intrínseca y 3) buscar un objetivo de conservación multicriterio que promueva mayor conectividad entre las zonas seleccionadas en el estado.

## Agradecimientos

F. Botello agradece el apoyo del Posgrado en Ciencias Biológicas de la Universidad Nacional Autónoma de México y del

Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt; CVU 48454). Los autores agradecen a la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad por proporcionar los puntos de colecta (oficio: DTAP/096/2012). Asimismo, agradecen las sugerencias de 2 revisores anónimos que ayudaron a aclarar conceptos y a mejorar significativamente la presentación del manuscrito.

## Referencias

- Almazán-Catalán, J. A., Sánchez-Hernández, C. y Romero-Almaraz, M. (2005). Registros sobresalientes de mamíferos del estado de Guerrero, México. *Acta Zoológica Mexicana*, 21, 155–157.
- Almazán-Catalán, J. A., Taboada-Salgado, A., Sánchez-Hernández, C., Romero-Almaraz, M. L., Jiménez-Salmerón, Y. Q., y Guerrero-Ibarra, E. (2009). Registros de murciélagos para el estado de Guerrero, México. *Acta Zoológica Mexicana*, 25, 177–185.
- Almazán-Núñez, R. C. y Navarro, A. (2000). Avifauna de la subcuenca del río San Juan, Guerrero, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 77, 103–114.
- Altamirano-González, M. A., Guzmán-Hernández, J., Luna-Reyes, R., Riechers-Pérez, A. y Vidal-López, R. (2007). *Vertebrados terrestres del Parque Nacional Cañón del Sumidero, Chiapas, México*. Bases de Datos SNIB2010-Conabio, proyecto núm. BK003. México, D. F.: Dirección de Investigación. Instituto de Historia Natural y Ecología.
- Álvarez-Mondragón, E. y Morrone, J. J. (2004). Propuesta de áreas para la conservación de aves de México, empleando herramientas panbiogeográficas e índices de complementariedad. *Interciencia*, 3, 112–120.
- Álvarez-Solórzano, T. y López-Vidal, J. C. (1998). *Biodiversidad de los mamíferos en el estado de Michoacán*. Base de datos SNIB2010-Conabio, proyecto núm. P020. México, D. F.: Escuela Nacional de Ciencias Biológicas. Instituto Politécnico Nacional.
- Araujo, M. B. y Guisan, A. (2006). Five (or so) challenges for species distribution modelling. *Journal of Biogeography*, 33, 1677–1688.
- Arroyo-Cabrales, J. y Pérez, S. (2008). *Choeronycteris mexicana*. En IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2. Recuperado el 29 noviembre 2012, de [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)
- Austin, M. P. (2002). Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modelling. *Ecological Modelling*, 157, 101–118.
- Barve, N., Barve, V., Jiménez-Valverde, A., Lira-Noriega, A., Maher, S. P., Peterson, A. T., et al. (2011). The crucial role of the accessible area in ecological niche modeling and species distribution modeling. *Ecological Modelling*, 222, 1810–1819.
- Best, L. B., Bergin, T. M. y Freemark, K. E. (2001). Influence of landscape composition on bird use of row crop fields. *Journal of Wildlife Management*, 65, 442–449.
- Bezauri-Creel, J. E., Torres, J. F., Ochoa, L. M. y Castro-Campos, M. (2012). *Áreas naturales protegidas y otros espacios dedicados a la conservación, restauración y uso sustentable de la biodiversidad en México*. Capas ArcGis [CD-ROM]. México, D. F.: The Nature Conservancy.
- Briones-Salas, M. A. (2006). *Incorporación de nuevos registros de mamíferos de la región Sierra Norte de Oaxaca*. Bases de datos SNIB2010-Conabio, proyectos núm. BA009 y R104. México, D. F.: Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional-Oaxaca. Instituto Politécnico Nacional.
- Brotos, L., Thuiller, W., Araujo, M. B. y Hirzel, A. H. (2004). Presence-absence versus presence-only modelling methods for predicting bird habitat suitability. *Ecography*, 27, 437–448.
- Ceballos, G. (2006). *Actualización de la base de datos del Atlas Mastozoológico de México*. Bases de datos SNIB2010-Conabio, proyectos núm. T009 y A003. México, D. F.: Instituto de Ecología. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Cervantes-Reza, F. A. (2005). *Computarización de la colección nacional de mamíferos del Instituto de Biología*. Bases de datos SNIB2010-Conabio, proyecto núm. V043. México, D. F.: Instituto de Biología. Universidad Nacional Autónoma de México.

- Cervantes-Reza, F. A., Ramírez-Vite, J. N., Ramírez-Vite, S. y Ballesteros, C. (2004). New records of mammals from Hidalgo and Guerrero, Mexico. *Southwestern Naturalist*, 49, 122–124.
- Challenger, A. y Dirzo, R. (2009). Factores de cambio y estado de la biodiversidad. En Conabio (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad) (Ed.), *Capital natural de México, vol. II: estado de conservación y tendencias de cambio*. (pp. 37–73). México, D. F.: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Chase, J. M. y Leibold, M. A. (2003). *Ecological niches: linking classical and contemporary approaches*. Chicago: University of Chicago Press.
- Ciarleglio, M., Barnes, J. M. y Sarkar, S. (2009). ConsNet: new software for the selection of conservation area networks with spatial and multi-criteria analyses. *Ecography*, 32, 205–209.
- Ciarleglio, M., Sarkar, S. y Barnes, J. W. (2008). *ConsNet manual. Version 1.0*. Austin: University of Texas. Recuperado el 08 mayo 2009, de [http://uts.cc.utexas.edu/~consbio/Cons/consnet\\_home](http://uts.cc.utexas.edu/~consbio/Cons/consnet_home)
- Conabio (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad) (2011). División Política Estatal. Versión 4. Escala 1:250 000. *Modificado de conjunto de datos vectoriales y toponimia de la carta topográfica. Serie III*. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (2003-2004). Y Áreas geoestadísticas estatales, del marco geoestadístico 2010. Versión 5.0. Escala 1:250 000. México, D. F.: Instituto Nacional de Estadística y Geografía.
- Cuarón, A. D. y Helgen, H. (2008). *Spilogale pygmaea*. En IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2. Recuperado el 26 noviembre 2012, de [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)
- Cuervo-Robayo, A. P. y Monroy-Vilchis, O. (2012). Potential distribution of jaguar, *Panthera onca* (Carnivora: Felidae) in Guerrero, Mexico: persistence of areas for its conservation. *Revista de Biología Tropical*, 60, 1357–1367.
- Deininger, K. W. y Minten, B. (1999). Poverty, policies, and deforestation: the case of Mexico. *Economic Development and Cultural Change*, 47, 313–344.
- Elith, J. y Leathwick, J. R. (2009). Species distribution models: ecological explanation and prediction across space and time. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 40, 667–697.
- Elith, J., Phillips, S. J., Hastie, T., Dudík, M., Chee, Y. E. y Yates, C. J. (2011). A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions*, 17, 43–57.
- Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 34, 487–515.
- Feria, A., Olson, M. E., García-Mendoza, A. y Solano, E. (2009). A GIS-based comparison of the Mexican national and IUCN criteria for determining extinction risk. *Conservation Biology*, 23, 1156–1166.
- Figueroa, F., Sánchez-Cordero, V., Meave, J. A. y Trejo, I. (2009). Socioeconomic context land use and land cover change in Mexican biosphere reserves. *Environmental Conservation*, 36, 180–191.
- Fuller, T., Sánchez-Cordero, V., Iloldi-Rangel, P., Linaje, M. y Sarkar, S. (2006). The cost of postponing biodiversity conservation in Mexico. *Biological Conservation*, 134, 593–600.
- García-Marmolejo, G., Escalante, T. y Morrone, J. J. (2008). Establecimiento de prioridades para la conservación de mamíferos terrestres neotropicales de México. *Mastozoología Neotropical*, 15, 41–65.
- García-Trejo, E. A. y Navarro, A. G. (2004). Patrones biogeográficos de la riqueza de especies y el endemismo de la avifauna en el oeste de México. *Acta Zoológica Mexicana*, 20, 167–185.
- Grinnell, J. (1917). The niche-relations of the California Thrasher. *Auk*, 34, 427–433.
- Guisan, A. y Hofer, U. (2003). Predicting reptile distributions at the mesoscale: relation to climate and topography. *Journal of Biogeography*, 30, 1233–1243.
- Guisan, A. y Thuiller, W. (2005). Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, 8, 993–1009.
- Guisan, A. y Zimmermann, N. E. (2000). Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 135, 147–186.
- Hirzel, A. H., Helfer, V. y Metral, F. (2001). Assessing habitat-suitability models with a virtual species. *Ecological Modelling*, 145, 111–121.
- Hirzel, A. y Lay, G. L. (2008). Habitat suitability modelling and niche theory. *Journal of Applied Ecology*, 45, 1372–1381.
- Hutchinson, G. E. (1957). Concluding remarks. Cold Spring Harbor Symp. *Quantitative Biology*, 22, 415–427.
- Inegi (Instituto Nacional de Estadística y Geografía) (2009). Carta de uso del suelo y vegetación. Serie IV. Escala 1:250 000. Conjunto de Datos Vectoriales. Aguascalientes, Aguascalientes: Instituto Nacional de Estadística y Geografía.
- Inegi (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática), Conabio (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad), INE (Instituto Nacional de Ecología) (2008). Ecorregiones terrestres de México. Escala 1:1 000 000. México, D. F.: Instituto Nacional de Estadística y Geografía.
- IUCN (International Union for Conservation of Nature) (2013). *IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.1*. Recuperado el 6 noviembre 2013, de [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)
- Jiménez-Almaraz, T., Juárez-Gómez, J. y León-Paniagua, L. (1993). Mamíferos. En I. Luna-Vega y J. Llorente-Bousquets (Eds.), *Historia Natural del Parque Ecológico Estatal Omiltemi. Chilpancingo, Guerrero, México* (pp. 503–552). México, D. F.: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad-Universidad Nacional Autónoma de México.
- Jiménez-Valverde, A., Lobo, J. M. y Hortal, J. (2008). Not as good as they seem: the importance of concepts in species distribution modelling. *Diversity and Distributions*, 14, 885–890.
- Kinnaird, F. M., Sanderson, E. W., O'Brien, T. G., Wibisono, H. T. y Woolmer, G. (2003). Deforestation trends in a tropical landscape and implications for endangered large mammals. *Conservation Biology*, 17, 245–257.
- Leibold, M. A. (1995). The niche concept revisited: mechanistic models and community context. *Ecology*, 76, 1371–1382.
- León-Paniagua, L. (1999). *Distribución geográfica de las aves y los mamíferos del estado de Querétaro*. Bases de datos SNIB2010-Conabio, proyecto núm. H160. México, D. F.: Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México.
- León-Paniagua, L., Rojas-Soto, O. R. y Ortiz, D. (2001). *Distribución geográfica de las aves y los mamíferos de las zonas montañosas de los estados de San Luis Potosí e Hidalgo circundantes de la sierra Gorda*. Bases de datos SNIB2010-Conabio, proyecto núm. L176. México, D. F.: Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México.
- León-Paniagua, L. y Romo-Vázquez, E. (1993). Mastofauna de la sierra de Taxco, Guerrero. En R. A. Medellín y G. Ceballos (Eds.), *Avances en el estudio de los mamíferos de México* (pp. 45–64). México, D. F.: Publicaciones Especiales, Volumen 1, Asociación Mexicana de Mastozoología, A. C.
- Liu, C., Berry, P. M., Dawson, T. P. y Pearson, R. G. (2005). Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. *Ecography*, 28, 385–393.
- López-Vidal, J. C. (2006). *Computarización de las colecciones de vertebrados terrestres de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, IPN. Fase 1: Estado de México, Hidalgo, San Luis Potosí y Tlaxcala*. Bases de datos SNIB2010-Conabio, proyecto núm. BC004. México, D. F.: Escuela Nacional de Ciencias Biológicas. Instituto Politécnico Nacional.
- López-Vidal, J. C., Elizalde-Arellano, C., Campos-Rodríguez, J. I., Matías-Ferrer, N., González, N. y Murillo-Jiménez, S. (2008). *Computarización de las colecciones de vertebrados terrestres de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, Instituto Politécnico Nacional. Fases 2 y 3*. Informe final SNIB-Conabio, proyecto núm. CC002. México, D. F.: Escuela Nacional de Ciencias Biológicas. Instituto Politécnico Nacional.
- López-Wilchis, R. (1998). *Base de datos de mamíferos de México depositados en colecciones de Estados Unidos y Canadá*. Bases de datos SNIB-Conabio, proyecto núm. P130. México, D. F.: Unidad Iztapalapa. Universidad Autónoma Metropolitana.
- Lorenzo-Monterrubio, A. M. C., Bolaños-Citalán, J. E. y Barragán-Torres, F. (2005). *Actualización de la base de datos de la colección mastozoológica de El Colegio de la Frontera Sur, San Cristóbal de las Casas*. Bases de datos SNIB2010-Conabio, proyecto núm. AA003. México, D. F.: El Colegio de la Frontera Sur.
- Margules, C. R. y Pressey, R. L. (2000). Systematic conservation planning. *Nature*, 405, 243–253.
- Margules, C. R. y Sarkar, S. (2009). *Planeación sistemática de la conservación*. (V. Sánchez-Cordero y F. Figueroa, trad.). México, D. F.: Universidad Nacional Autónoma de México, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.

- Martínez-Vázquez, J. (2001). *Mastofauna de la vertiente occidental (oeste) del Parque Nacional Pico de Orizaba, Puebla. Fase I*. Bases de datos SNIB2010-Conabio, proyecto núm. R044. México, D. F.: Escuela de Biología. Benemérita Universidad Autónoma de Puebla.
- Mendoza, E., Fay, J. y Dirzo, R. (2005). A quantitative analysis of forest fragmentation in Los Tuxtlas, southeast Mexico: patterns and implications for conservation. *Revista Chilena de Historia Natural*, 78, 451–467.
- Miranda, A. (1997). *Deforestación y fragmentación del hábitat: consecuencias ecológicas sobre la fauna de mamíferos de la selva tropical estacional*. Bases de datos SNIB2010-Conabio, proyecto núm. B033. México, D. F.: Instituto de Ecología. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Morales-Pérez, J. E. (2005). *Vertebrados terrestres del corredor biológico sierra Madre del Sur, Chiapas, México*. Bases de datos SNIB2010-Conabio, proyecto núm. Y021. México, D. F.: Dirección de Investigación Miguel Álvarez del Toro. Instituto de Historia Natural y Ecología.
- Morueta-Holme, N., Flojgaard, C. y Svenning, J. C. (2010). Climate change risk and conservation implications for a threatened small-range mammal species. *PLoS ONE*, 5, e10360. doi:10.1371/journal.pone.0010360.
- Myers, N. (1998). Global biodiversity priorities and expanded conservation policies. En G. Mace, A. Balmford y J. Ginberg (Eds.), *Conservation in a changing world* (pp. 273–285). Cambridge: Cambridge University Press.
- Navarro, A. G. (1998). *Distribución geográfica y ecológica de la avifauna del estado de Guerrero, México*. Tesis doctoral. México, D. F.: Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Ochoa-Ochoa, L. M. y Flores-Villela, O. (2006). *Áreas de diversidad y endemismo de la herpetofauna mexicana*. México, D. F.: Universidad Nacional Autónoma de México y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Ortega-Huerta, M. y Peterson, A. T. (2004). Modeling spatial patterns of biodiversity for conservation prioritization in North-eastern Mexico. *Diversity and Distributions*, 10, 39–54.
- Patterson, B. D., Ceballos, G., Sechrest, W., Tognelli, M. F., Brooks, T., Luna, L., et al. (2007). *Digital distribution maps of the mammals of the Western Hemisphere. Version 3.0*. Arlington, Virginia: NatureServe.
- Pawar, S., Koo, M. S., Kelleys, C., Ahmed, M. F., Chaudhuri, S. y Sarkar, S. (2007). Conservation assessment and prioritization of areas in Northeast India: priorities for amphibians and reptiles. *Biological Conservation*, 136, 346–361.
- Pearman, P. B., Guisan, A., Broennimann, O. y Randin, C. F. (2008). Niche dynamics in space and time. *Trends in Ecology and Evolution*, 23, 149–158.
- Peterson, A. T. (2001). Predicting species' geographic distributions based on ecological niche modeling. *The Condor*, 103, 599–605.
- Peterson, A. T. (2006). Uses and requirements of ecological niche models and related distributional models. *Biodiversity Informatics*, 3, 56–72.
- Peterson, A. T., Egbert, S. L., Sánchez-Cordero, V. y Price, K. P. (2000). Geographic analysis of conservation priority: endemic birds and mammals in Veracruz, Mexico. *Biological Conservation*, 93, 85–94.
- Phillips, S. J., Anderson, R. P. y Schapire, R. E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190, 231–259.
- Phillips, S. J. y Dudík, M. (2008). Modelling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*, 31, 161–175.
- Pozo de la Tijera, M. C. (1997). *Formación de las colecciones de referencia de aves y mamíferos de la Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an, Quintana Roo, México*. Bases de datos SNIB2010-Conabio, proyecto núm. B114. México, D. F.: El Colegio de la Frontera Sur.
- Pulliam, H. R. (2000). On the relationship between niche and distribution. *Ecology Letters*, 2, 349–361.
- Ramírez-Pulido, J. (1999). *Biodiversidad mastozoológica del Eje Volcánico Transversal*. Bases de datos SNIB2010-Conabio, proyecto núm. J121. México, D. F.: Unidad Iztapalapa. Universidad Autónoma Metropolitana.
- Ramírez-Pulido, J. (2007). *Diversidad de los mamíferos de la Reserva de la biosfera Tehuacán-Cuicatlán, Puebla-Oaxaca, México*. Bases de datos SNIB2010-Conabio, proyecto núm. BK022. México, D. F.: Unidad Iztapalapa. Universidad Autónoma Metropolitana.
- Ramírez-Pulido, J. y Armella, M. A. (1987). Activity patterns of frugivorous bats in Guerrero, Mexico. *The Southwestern Naturalist*, 32, 363–370.
- Ramírez-Pulido, J., Armella, M. A. y Castro-Campillo, A. (1993). Reproductive patterns of three Neotropical bats (Chiroptera Phyllostomatidae) in Guerrero, Mexico. *The Southwestern Naturalist*, 38, 24–29.
- Ruiz-Gutiérrez, F. (2012). *Situación actual y conservación de los felinos silvestres (Carnivora: Felidae) y sus presas en la sierra del municipio de Petatlán, estado de Guerrero, México*. Tesis de Maestría. Área Académica de Biología. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo.
- Sánchez, O., Medellín, R., Aldama, A., Goettsch, B., Soberón, J. y Tambutti, M. (2007). *Método de evaluación de riesgo de extinción de las especies silvestres en México (MER)*. México, D. F.: INE-Semarnat, Conabio.
- Sánchez-Cordero, V. (2006). *Estado actual del conocimiento biológico de algunas especies de roedores de las familias Muridae, Geomyidae, Heteromyidae y Sciuridae (Rodentia: Mammalia) incluidas en el PROY-NOM-059-ECOL-2000*. Bases de datos SNIB2010-Conabio, proyectos núm. W036, L047 y A026. México, D. F.: Instituto de Biología. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Sánchez-Cordero, V., Illoldi-Rangel, P., Escalante, T., Figueroa, F., Rodríguez, G., Linaje, M., et al. (2009). Deforestation and biodiversity conservation in Mexico. En A. Columbus y L. Kuznetsov (Eds.), *Endangered species: new research* (pp. 279–298). New Haven: Nova Science Publishers.
- Sánchez-Cordero, V., Illoldi-Rangel, P., Linaje, M., Sahotra, S. y Peterson, A. T. (2005). Deforestation and extant distributions of Mexican endemic mammals. *Biological Conservation*, 126, 465–473.
- Sánchez-Cordero, V., Munguía, M. y Peterson, A. T. (2005). GIS-based predictive biogeography in the context of conservation. En M. V. Lomolino y L. R. Heaney (Eds.), *Frontiers of biogeography: new directions in the geography of the nature* (pp. 311–324). Sunderland, Massachusetts: Sinauer.
- Sarkar, S. y Margules, C. R. (2002). Operationalizing biodiversity for conservation planning. *Journal of Biosciences*, 27, 299–308.
- Semarnat (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales) (2008). *Informe de la situación del medio ambiente en México. Edición 2008*. México, D. F.: Compendio de Estadísticas Ambientales.
- Semarnat (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales) (2009). *El Medio Ambiente en México, 2009: en resumen*. México, D. F.: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Semarnat (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales) (2010). Norma Oficial Mexicana (NOMECOL-059-2010). 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. 30 de diciembre de 2010, Segunda Sección., México.
- Soberón, J. (2007). Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. *Ecology Letters*, 10, 1115–1123.
- StatSoft, Inc. (2011). STATISTICA (data analysis software system), version 10. CD.
- Steffan-Dewenter, I., Munzenberg, U., Burger, C., Thies, C. y Tschardt, T. (2002). Scale dependent effects of landscape context on three pollinator guilds. *Ecology*, 83, 1421–1432.
- Toledo, V. M., Carabias, J. y González-Pacheco, C. (1989). La producción rural en México. Alternativas ecológicas. México, D. F.: Editorial Universo Siglo 21.
- Venier, L. y Fahrig, L. (1996). Habitat availability causes the species abundance distribution relationship. *Oikos*, 76, 564–570.
- Whittaker, R. H. y Likens, G. E. (1973). Primary production: the biosphere and man. *Human Ecology*, 1, 357–369.
- Wiens, J. A., Stralberg, D., Jongsomjit, D., Howell, C. A. y Snyder, M. A. (2009). Niches, models, and climate change: Assessing the assumptions and uncertainties. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106, 19729–19736.
- Wilson, D. E. y Reeder, D. M. (2005). *Mammal species of the world. A Taxonomic and Geographic Reference*. 3.ª ed. Baltimore: Johns Hopkins University Press.
- Wilson, R. J., Gutiérrez, D., Gutiérrez, J., Martínez, D., Agudo, R. y Monserrat, V. J. (2005). Changes to the elevational limits and extent of species ranges associated with climate change. *Ecology Letters*, 11, 1138–1146.
- Zaniewski, A. E., Lehmann, A. y Overton, J. M. (2002). Predicting species spatial distributions using presence-only data: a case study of native New Zealand ferns. *Ecological Modelling*, 157, 261–280.
- Zar, J. H. (1999). *Biostatistical analysis*. New Jersey: Prentice Hall.