



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MÉXICO

FACULTAD DE CIENCIAS

CENTRO DE INVESTIGACIÓN EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
APLICADAS



ANÁLISIS DE FRAGMENTACIÓN Y COMUNIDADES DE MAMÍFEROS EN
DIFERENTES ZONAS DE MÉXICO

TESIS

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE BIÓLOGO

PRESENTA:

DULCE GUADALUPE GARCÍA FLORES

ASESORES:

DRA. MARTHA MARIELA ZARCO GONZÁLEZ
M. EN C. GIOVANY ARTURO GONZÁLEZ DESALES

TOLUCA, ESTADO DE MÉXICO

SEPTIEMBRE 2019

DEDICATORIAS

Con amor infinito a mis padres y a mi hermano
por ser el motivo e inspiración.

AGRADECIMIENTOS

A la doctora Martha, al doctor Octavio y al maestro Giovany les agradezco sus conocimientos, orientaciones, su manera de trabajar, su persistencia y apoyo, han sido fundamental para mi formación.

Al doctor Ulises y al doctor Fernando por tomarse el tiempo para revisar este trabajo.

A mi Madre, por el gran amor y devoción que tienes a tus hijos, por el apoyo ilimitado e incondicional que siempre me has dado, no hay palabras en este mundo para agradecerte. Al enano (mi gemelo malvado), por tu cariño y apoyo incondicional, eres mi ejemplo a seguir. A naye por todo el apoyo. A mi familia, por sus palabras de aliento y sus buenos deseos.

Al equipo del gallinero, Ángel por la paciencia para enseñarme y resolver mis dudas, Zule, Ale, Fer, Tamar y los que pasaron por ahí, por las risas infinitas y consejos.

A mis compañeros y amigos de generación: Piña, Gabo, La Colega, Melina, y Seret por los buenos momentos, la sinceridad, apoyo y amistad.

CONTENIDO

RESUMEN.....	6
INTRODUCCIÓN.....	7
ANTECEDENTES.....	10
OBJETIVO.....	12
HIPÓTESIS.....	12
MATERIALES Y MÉTODO.....	13
ÁREA DE ESTUDIO.....	13
OBTENCIÓN Y ANÁLISIS DE DATOS.....	14
RESULTADOS.....	18
DISCUSIÓN.....	26
CONCLUSIÓN.....	31
BIBLIOGRAFÍA.....	32
ANEXO.....	40

RESUMEN

La pérdida y la fragmentación de hábitat son las principales amenazas para la biodiversidad a nivel mundial. Algunas especies de mamíferos son consideradas como indicadores del estado de conservación de los ecosistemas debido a su sensibilidad ante estas alteraciones. Este tipo de fauna, en especial la que se encuentra en México sobresale en el mundo no sólo por su riqueza, sino también por su elevado número de especies endémicas; sin embargo, muchas de estas especies se ven amenazadas. Para este estudio se utilizaron datos de fototrampeo del año 2009 al 2017 de 11 zonas, nueve asociadas a áreas protegidas en México, con un esfuerzo de muestreo de 16,409 días trampa. Se obtuvieron 2,901 registros fotográficos independientes y se identificaron 30 especies. Estas últimas fueron clasificadas en especialistas y generalistas, así como en medianos y grandes. Asimismo, se calculó el índice de abundancia relativa y la densidad. Para cada zona se obtuvo el índice de fragmentación y se evaluó el porcentaje de vegetación primaria, porcentaje de vegetación secundaria, número de parches, densidad de borde, densidad de carreteras, densidad de población y se realizó un análisis cualitativo en el que se asignó a cada zona un valor según el lugar que ocupa en cada variable. Finalmente, con las variables obtenidas se realizó una regresión múltiple con el método de selección por pasos hacia atrás. Las especies de mayor masa corporal como *Leopardus pardalis*, *Puma concolor* y *Panthera onca* fueron más abundantes en las zonas menos fragmentadas. La densidad de especies está relacionada con la densidad de borde y el índice de forma media ponderada explicando el 99.67%. La sumatoria de índice de abundancia relativa (IAR) de especialistas está relacionada con el número de parches de vegetación primaria y el total de borde explicando el 69.55 % y el número de especialistas grandes está relacionada con todas las variables independientes explicando un 99.96%. Identificamos que las especies más afectadas por la fragmentación son las especies especialistas grandes como *Panthera onca*, *Lynx rufus* y *Leopardus pardalis*.

INTRODUCCIÓN

El humano ha alterado grandes áreas naturales, transformando la mayor parte de la vegetación nativa, por lo que actualmente, la fragmentación y la pérdida de hábitat son las principales amenazas para la biodiversidad a nivel mundial (Henle *et al.* 2004, Fontúrbel 2007, Cagnolo *et al.* 2009, Pardini *et al.* 2017). No obstante, lo anterior representan diferentes procesos de cambio: la pérdida de hábitat hace referencia a la reducción en la cantidad del terreno original disponible (Fahrig 2003), en tanto que la fragmentación indica la transformación de hábitat original continuo a un discontinuo en parches (Lino *et al.* 2019). El resultado de ambos procesos es un paisaje conformado por mosaicos de asentamientos humanos, terrenos agrícolas y fragmentos de hábitat natural (Murrieta 2006). Dichas modificaciones alteran la distribución espacial original de los organismos y, consecuentemente, su dinámica poblacional (Saunders *et al.* 1991, Cox *et al.* 2004) (Lino *et al.* 2019).

En México, estimaciones recientes sugieren que entre 2006 y 2012 se perdieron cerca de 1,550 km² de bosques y selvas en el país por año (FAO 2010, Rosete-Vergés *et al.* 2014). Las políticas de mercado han sido una de las principales fuentes de cambios en la superficie terrestre. Los diversos procesos de cambio han llevado que hábitats naturales se modifiquen en hábitats modificados, como bosques secundarios y paisajes agrícolas heterogéneos, sobre todo en las regiones tropicales (Mulwa *et al.* 2012, Ramesh y Downs 2015). La agricultura y la ganadería a gran escala, el crecimiento urbano, la industria maderera y la extracción de petróleo y gas, están causando una pérdida masiva de los ecosistemas naturales (SEMARNAT 2012, González-Fernández 2015). Estos factores, además de la cacería, sobreexplotación, la introducción de especies invasoras y contaminación (Baena *et al.* 2008, Naranjo *et al.* 2009, Ríos-Muñoz y Badii *et al.* 2015), afectan la conservación de la fauna silvestre en el país, en particular a los mamíferos.

La mastofauna de México sobresale, no sólo por su riqueza, ocupando el tercer lugar a nivel mundial, con aproximadamente el 13% de la diversidad total (Sánchez-Cordero *et al.* 2014), sino también por su elevado número de especies endémicas (Ceballos y Simonetti

2002, Ceballos y Oliva 2005, Sánchez-Cordero *et al.* 2014). Sin embargo, más del 50% de los mamíferos mexicanos se encuentran en alguna categoría de riesgo de la NOM-059 (Rodríguez *et al.* 2003, García *et al.* 2010, SEMARNAT 2010, Armella y Yáñez 2011).

Bajo este contexto, es necesario entender los efectos que tienen los cambios en los paisajes sobre las especies, así como en los procesos ecológicos y, de manera particular, en los ecosistemas (Cardinale *et al.* 2012, Haddad *et al.* 2015). Además de la pérdida de hábitat, el proceso de fragmentación produce aumento en el número de parches, disminución en el tamaño de los ya existentes y un mayor aislamiento entre ellos (Faring 2003). Asimismo, las consecuencias ecológicas de este evento dependen de la configuración de las unidades segmentadas dentro del paisaje y de los cambios espaciales y temporales (Echeverría *et al.* 2007). Los fragmentos del hábitat nativo modificado por acciones humanas, principalmente, tienen atributos como área, borde y forma (Hargis *et al.* 1998, Fontúrbel 2007), elementos que, entre otros, les dan las características necesarias para poder ser analizados, a nivel espacial y temporal, a través de Sistemas de Información Geográfica (SIG) (Pauchard *et al.* 2006). El efecto de la fragmentación, a nivel ecológico, también puede ser analizado a través de las comunidades de mamíferos, ya que algunas especies son consideradas como indicadores del estado de conservación de los ecosistemas, debido a su sensibilidad a las alteraciones causadas por el hombre (Ojeda *et al.* 2003, García *et al.* 2010). Las alteraciones en la superficie terrestre a corto plazo favorecen el incremento de especies generalistas, las cuales tienen los requerimientos ecológicos necesarios para colonizar rápidamente sitios perturbados (Swihart *et al.* 2003). Caso contrario ocurre con aquellas especies que se encuentran adaptadas a ambientes sin perturbaciones, las especialistas, que tienen requerimientos de hábitat y alimentación específicos (Marvier *et al.* 2004). Cuanto más especializada es una especie, más negativa es su respuesta (ecológica y de distribución) a la fragmentación y perturbación del paisaje (Devictor *et al.* 2008).

Existen diferentes técnicas de monitoreo de fauna silvestre, entre las que destacan el uso de cámaras trampa. Este método resulta adecuado ya que es un procedimiento poco invasivo, ya que la luz xenón y el infrarrojo, así como el sonido producido por algunas cámaras, es casi imperceptible para las especies (Meek *et al.* 2014). Por otro lado, permite

monitorear la presencia de mamíferos y otros parámetros ecológicos como los patrones de actividad sin necesidad de capturarlos físicamente. Entre las ventajas de la técnica se incluye la precisión en la identificación a nivel específico y frecuentemente individual además de una eficiencia de detección similar de animales diurnos y nocturnos (Kelly y Holub 2008). Los índices de abundancia relativa obtenidos con esta técnica posibilitan obtener una relación con la densidad de la población de un área determinada, lo que posibilita hacer comparaciones a través del tiempo y del espacio (Maffei *et al.* 2002, O'Brien *et al.* 2003, Yasuda 2004, Rovero y Marshall 2009, Monroy-Vilchis *et al.* 2011, Chávez *et al.* 2013). Si bien, el uso de las cámaras trampa se ha convertido en una herramienta cada vez más común, el procesamiento y etiquetado de los datos resultado de estas, suele ser complejo y propensa a errores dado su manejo que es de forma manual (Sanderson y Harris, 2013, Young y Amin 2018). El número de estudios publicados con cámaras trampa ha aumentado rápidamente, sin embargo, se han desarrollado pocos programas para el análisis de estos, describen cada paso desde la organización de datos hasta el análisis y el intercambio de datos es facilitado por un potente software que incrementa la velocidad de entrada de datos y minimiza los errores de entrada de datos (Young y Amin 2018).

ANTECEDENTES

Se han realizado estudios que han evaluado el efecto de las perturbaciones en el ambiente sobre los mamíferos. Un estudio realizado en Sudáfrica indica que el tamaño de los parches y el aislamiento entre ellos, son los principales predictores de la distribución y abundancia de depredadores, por otro lado, las prácticas agrícolas tienen un efecto significativo sobre la disponibilidad de las presas de los carnívoros, sin embargo, la respuesta a la alteración varía entre mamíferos en relación con el tamaño corporal, el ámbito hogareño y el nivel de perturbación (Ramesh y Downs 2015).

En un estudio realizado en Brasil observaron que la distribución espacial de la mayoría de los grandes mamíferos terrestres se ha visto afectada por los efectos del borde, el turismo y en menor medida por la caza (Da Silva *et al.* 2018). Cox *et al.* (2004) evaluaron el efecto de la fragmentación sobre mamíferos no voladores en Australia y encontraron que la presencia de los grandes mamíferos se ha ido perdiendo progresivamente en los pequeños parches de bosque debido a que no se cumplen los requisitos espaciales. Por otro lado, en un estudio realizado en Costa Rica en paisajes fragmentados mencionan que los parches pequeños no mayores a 3 y 4 km² pueden funcionar como refugios o áreas de hábitat importantes para poblaciones de mamíferos pequeños y medianos (1-10 kg) (Arias-Le Claire y Gamboa-Badilla 2007).

Un estudio realizado en E. U. reveló que las especies generalistas como el mapache y el tlacuache se ven afectadas en menor medida por el aumento de las actividades humanas, por lo que las áreas naturales dentro de los paisajes urbanizados pueden ser eficaces para proporcionar hábitat para estas especies silvestres (Haverland y Veech 2017). Se ha observado que la invasión de especies generalistas se ve favorecida a corto plazo por la destrucción y fragmentación del hábitat, y un hábitat relativamente tranquilo puede proporcionar una defensa altamente rentable contra las especies invasoras (Marvier *et al.* 2004).

En México existen algunos estudios que evalúan la fragmentación, la composición y la configuración del paisaje en diferentes grupos de vertebrados como ranas (Pineda y Halffter 2004), y aves (Carrara *et al.* 2015). Sin embargo, existen pocos estudios sobre el efecto de la fragmentación en mamíferos, en la selva Lacandona han identificado que los parches de hábitat más pequeños y más aislados afectaron el número de individuos monos aulladores (Arroyo-Rodríguez *et al.* 2013). En otro estudio, realizado en la selva Lacandona para especies de gran tamaño, el jaguar y el pecarí de labios blancos, fueron las más sensibles ante la pérdida de hábitat, ya que solo se registraron en 8% de los sitios con parches (Garmendia *et al.* 2013). En otro caso, en mesocarnívoros la fragmentación y pérdida de hábitat parecen no tener efecto en la abundancia, en comparación con los grandes carnívoros (González-Fernández 2015).

OBJETIVO

- Analizar las consecuencias de la fragmentación del hábitat en la composición de comunidades de mamíferos medianos y grandes en diferentes regiones de México.

HIPÓTESIS

- Las zonas con mayor fragmentación, densidad de carreteras y población humana, tendrán menor densidad y equidad de especies; del mismo modo, la riqueza y abundancia de las especies de mamíferos especialistas será menor.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

Se colocaron cámaras trampa en 11 zonas de la República Mexicana: Reserva de la Biosfera Calakmul (Campeche), Zona Sujeta a Conservación Ecológica Finca Santa Ana (Chiapas), Zona Sujeta a Conservación Ecológica Sierra de Zapalinamé (Coahuila), Parque Estatal Sierra Nanchititla (Estado de México), El Paraíso (Guerrero), Parque Nacional El Veladero (Guerrero), Charapan y Paracho (Michoacán), Parque Nacional Lagunas de Chacahua (Oaxaca), Región Terrestre Prioritaria Bavispe-El Tigre (Sonora), Reserva Forestal Nacional y Refugio de Fauna Silvestre Ajos Bavispe (Sonora) y Parque Nacional La Malinche (Tlaxcala) (Figura 1). Los tipos de vegetación dominante en las zonas de estudio son selvas (baja, mediana y alta), bosques templados (oyamel, pino, encino) y matorrales.

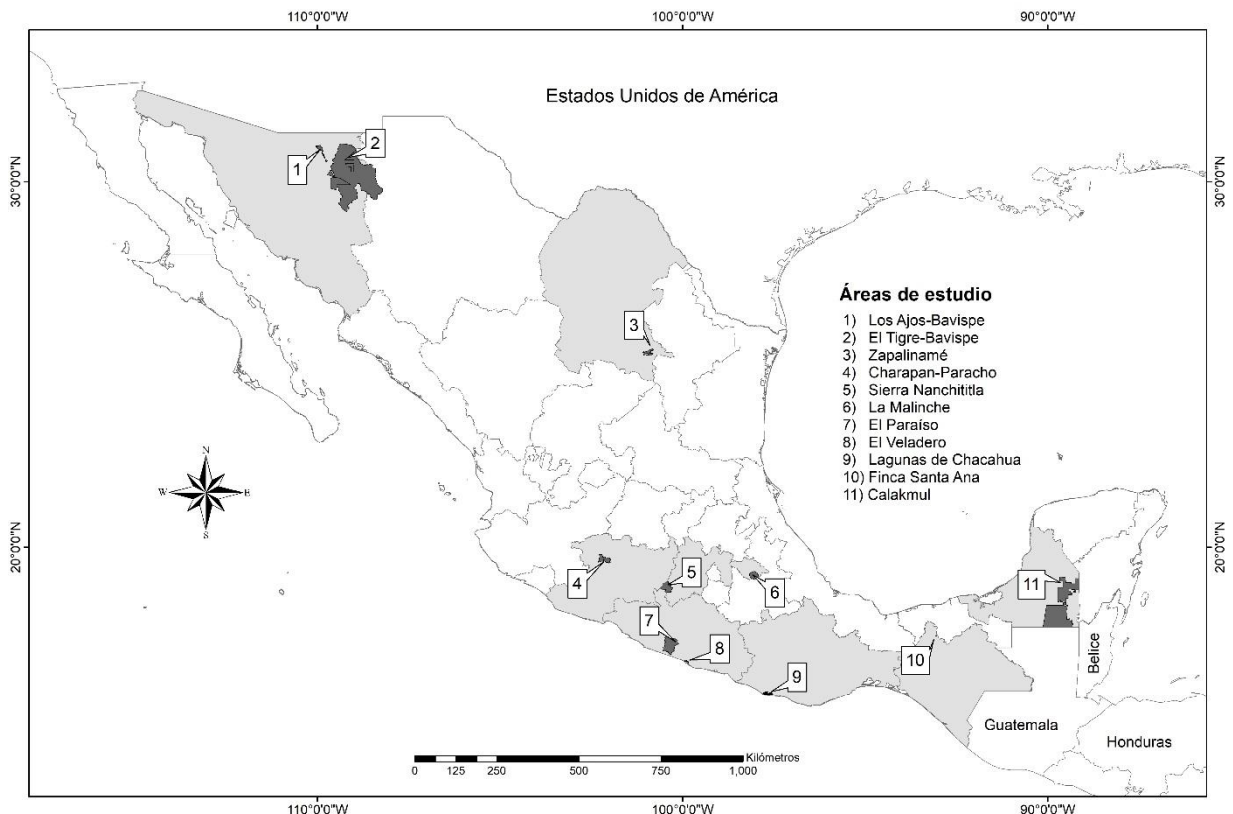


Figura 1. Zonas de muestreo para análisis de fragmentación del hábitat y composición de las comunidades de mamíferos en México.

Obtención y análisis de datos

Los registros fotográficos corresponden a monitoreos realizados durante los años 2009 a 2017. El número de equipos utilizados fue de 4 a 27, en todos los casos fueron cámaras trampa (marcas Bushnell, HCO ScoutGuard, Wildview, CuddeBack y Moultrie) con sensor pasivo, programadas para funcionar durante las 24 horas del día (Cuadro 1).

Los registros fotográficos se analizaron con el programa Camera Sweet, el método consiste en ordenar los registros por número de individuos, por especie y estación de trampeo; además, permite renombrar los registros de manera automática (Sanderson y Harris 2013). Las especies registradas se identificaron con base en literatura especializada (Ceballos y Oliva 2005) y se ubicó la categoría de riesgo en México de cada una (SEMARNAT 2010). Para clasificar cada especie como generalista o especialista, se consideró el uso de hábitat, la distribución y tipo de vegetación. Posteriormente se dividieron según el tamaño promedio en medianos (1-10 kg) y grandes (>10kg) (Arias-Le Claire y Gamboa-Badilla 2007).

Para cada zona de estudio se obtuvo el número y la densidad de especies. Se calculó la equidad, usando el índice de Shannon (H'), el cual refleja la heterogeneidad de una comunidad. H'_{\max} se alcanza cuando todas las especies están igualmente representadas (Pla 2006, Zarco-Espinoza 2010).

Cuando no es claro si una serie de fotografías corresponden al mismo individuo, los registros fotográficos dentro de un periodo de 60 minutos se consideraron como un solo registro. Con los registros independientes se calculó el índice de abundancia relativa para cada especie (Monroy-Vilchis *et al.* 2011).

$$\text{IAR (Índice de Abundancia Relativa)} = \frac{\text{número de registros independientes}}{\text{esfuerzo de muestreo}} \times 100$$

La unidad de medida del esfuerzo de muestreo fueron los días trampa (considerando un día trampa como 24 horas), el total de éstos, fue la sumatoria de los días trampa de cada trampa cámara; es decir, el número de días que cada cámara permaneció funcionando o, hasta la fecha del último registro. Se obtuvo la sumatoria de los IAR de especialistas y generalistas.

Cuadro 1. Características de las zonas analizadas: extensión, principales tipos de vegetación, número de cámaras-trampa utilizadas y años durante los que se llevó a cabo el muestreo.

Zona de estudio	Área (km ²)	Altitud (msnm)	Tipo de vegetación	Número de cámaras-trampa	Periodo (Año) de muestreo
Calakmul, Campeche	7232	260 a 385	Selvas altas, medianas y bajas	17	2011-2012
Charapan y Paracho, Michoacán	234	2200 a 2360	Bosque de pino-encino, pino y oyamel	14	2015-2016
Finca Santa Ana, Chiapas	6	200	Selva mediana	4	2016-2017
El Paraíso, Guerrero	2	780 a 1000	Selva baja, mediana y bosques de pino-encino	20	2016
El Veladero, Guerrero	32	478	Selva mediana	22	2015
Nanchititla, Estado de México	663	410 a 2080	Selva baja y bosque de pino-encino	13	2011- 2012
Lagunas de Chacahua, Oaxaca	133	0 a 240	Selva baja y mediana	11	2013
La Malinche, Tlaxcala	457	2800	Bosque de coníferas	19	2012-2013
Los Ajos-Bavispe, Sonora	962	2620	Bosque de pino-encino y matorrales	26	2009
El Tigre, Sonora	1554	1200 a 1600	Matorral desértico, bosque de táscate y pino-encino	27	2009
Zapalinamé, Coahuila	258	2000 a 2300	Bosque de oyamel, pino, encino y matorrales	6	2012-2013

El área de análisis en cada zona de estudio se calculó a partir de polígonos mínimos convexos, utilizando las coordenadas de las cámaras trampa y se agregó un buffer. El tamaño del buffer correspondió al radio del ámbito hogareño del depredador tope de cada zona (Doan-Crider 1995, Nuñez *et al.* 2002, Monroy y Briones-Salas 2012, Marín-Sánchez *et al.* 2015, de la Torre 2017, Torres-Romero *et al.* 2017).

La densidad de población humana se obtuvo de INEGI (2010) y la densidad de carreteras se calculó a partir de la Red Nacional de Caminos a escala 1:50 000 (INEGI 2014, INEGI 2015, INEGI 2016, INEGI 2017). El porcentaje de área por tipo de cubierta de vegetación (predominantemente primaria y secundaria) se obtuvo a partir del Conjunto nacional de uso de suelo y vegetación, escala 1:250000 Serie V, dependiendo de los años de muestreo, se utilizó la serie V o VI (INEGI 2010, INEGI 2013, INEGI 2016). Se calcularon el número de parches, densidad de borde e índice de forma media ponderada, el cual es igual a 1 cuando todos los parches son circulares y aumenta con la irregularidad creciente de la forma del parche. Los parámetros espaciales se obtuvieron utilizando la extensión Patch Analyst de ArcGis 10.4.1.

Se aplicó el índice de fragmentación propuesto por Gurrutxaga (2003), que evalúa la agregación espacial de los parches de vegetación por zona de estudio. Este índice representa en un único valor las variables más importantes afectadas por los eventos de fragmentación: el número de parches, el tamaño y el aislamiento entre ellos. El aumento del valor del índice se relaciona con una disminución del grado de fragmentación (Fahring 2003).

$$F = \frac{\text{superficie total del hábitat}}{\text{número de parches} \times r_c}$$

$$r_c = 2d_c (\lambda/\pi)$$

$$\lambda = \frac{\text{n}^\circ \text{ parches}}{\text{Área total}} \times 100$$

Donde:

F = índice de fragmentación

r_c = dispersión de los parches

d_c = distancia promedio al parche más cercano

λ = densidad promedio de los parches

Se realizó un análisis de regresión múltiple, considerando como variables dependientes a las relacionadas con las especies de mamíferos y las independientes corresponden a las relacionadas con la fragmentación; (Cuadro 2), con el método de selección por pasos hacia atrás.

Cuadro 2. Variables incluidas en el análisis de la relación entre la fragmentación y las comunidades de mamíferos en las zonas de estudio.

Variables dependientes	Variables independientes
Densidad de especies	Densidad de carreteras
Equidad	Densidad de población
IAR de generalistas	Porcentaje de vegetación primaria
IAR de especialistas	Número de parches de vegetación primaria
Número de especies generalistas	Total de borde
Número de especies especialistas	Densidad de borde
Número de generalistas grandes	Índice de forma media ponderada
Número de generalistas medianos	Porcentaje de vegetación secundaria
Número de especialistas grandes	Número de parches de vegetación secundaria
Número de especialistas medianos	Índice de fragmentación

Para considerar todas las variables relacionadas con fragmentación, se realizó un análisis cualitativo en el que se asignó a cada zona un valor según el lugar que ocupa en cada variable. Se obtuvo la sumatoria de los valores por zona, de manera que mientras más bajo el valor, implica menor grado de fragmentación. Debido a que este análisis refleja la fragmentación de una zona determinada con respecto al resto de las incluidas en el estudio, se denominó nivel relativo de fragmentación, para diferenciarlo del índice cuantitativo.

RESULTADOS

El esfuerzo de muestreo total fue de 16,409 días trampa. Se obtuvieron 159,517 registros, de los cuales 2,901 fueron independientes. Se identificaron 30 especies, de 15 familias y seis órdenes. El orden mejor representado fue Carnívora con seis familias y 19 especies. Calakmul y Nanchititla fueron las zonas con mayor número de especies (Cuadro 3, Anexo 1).

Cuadro 3. Número de especies y de registros independientes en cada zona de estudio.

Zona de estudio	Número de especies	Registros independientes
Calakmul	14	375
Charapan y Paracho	7	206
El Paraíso	12	414
El Veladero	11	120
Finca Santa Ana	13	492
Lagunas de Chacahua	7	111
La Malinche	4	431
Nanchititla	14	458
Sierra de Ajos	11	109
Sierra el Tigre	13	154
Zapalinamé	6	31

El 33% de las especies registradas se encuentra en alguna categoría de riesgo a nivel nacional, *Panthera onca*, *Eira barbara*, *Leopardus wiedii*, *Leopardus pardalis*, *Tamandua mexicana*, *Tayassu pecari* y *Ursus americanus* están en peligro de extinción (P), *Puma yagouaroundi*, *Coendu mexicanus* y *Spilogale pigmea* se consideran amenazadas (A) (SEMARNAT, 2010). *Panthera onca* y *Leopardus wiedii* se consideran casi amenazadas (NT) y *Spilogale pigmea* se cataloga como vulnerable (VU), según la International Union for Conservation of Nature (IUCN). *Eira barbara*, *Puma yagouaroundi* y *Coendu mexicanus*, además de estar en categoría de riesgo, presentaron los valores más bajos de abundancia

relativa. Se clasificaron 18 especies generalistas (11 medianos y siete grandes) y 12 especialistas (nueve medianos y tres grandes, Cuadro 4).

Cuadro 4. Especies clasificadas como generalistas o especialistas, divididas por tamaño corporal y en alguna categoría de riesgo.

Especialistas medianos	Especialistas grandes	Generalistas medianos	Generalistas grandes
<i>Coendu mexicanus</i> (A)	<i>Leopardus pardalis</i>	<i>Bassariscus astutus</i>	<i>Canis latrans</i>
<i>Conepatus semistriatus</i>	<i>Lynx rufus</i>	<i>Conepatus leuconotus</i>	<i>Odocoileus virginianus</i>
<i>Cuniculus paca</i>	<i>Panthera onca</i> (P) (NT)	<i>Dasyopus novemcinctus</i>	<i>Pecari tajacu</i>
<i>Eira barbara</i> (P)		<i>Didelphis sp.</i>	<i>Puma concolor</i>
<i>Leopardus wiedii</i> (P) (NT)		<i>Mephitis macroura</i>	<i>Puma yagouaroundi</i>
<i>Philander oposum</i>		<i>Mephitis mephitis</i>	<i>Tayassu pecari</i> (P)
<i>Spilogale pigmea</i> (A) (VU)		<i>Nasua narica</i>	<i>Ursus americanus</i> (P)
<i>Tamandua mexicana</i> 8P)		<i>Procyon lotor</i>	
<i>Tlacuatzin canescens</i>		<i>Spilogale gracilis</i>	
		<i>Sylvilagus sp.</i>	
		<i>Urocyon cinereoargenteus</i>	

De acuerdo con el IAR las especies más abundantes fueron *Odocoileus virginianus*, *Sylvilagus sp.*, *Didelphis sp.* y *Urocyon cinereoargenteus*. Las especies *Odocoileus virginianus*, *Sylvilagus sp.*, *Didelphis sp.* y *Nasua narica* fueron registradas en al menos 8 zonas (Anexo 1).

Nanchititla tuvo el mayor número de mamíferos generalistas y Calakmul tuvo la mayor riqueza y abundancia relativa de mamíferos especialistas. Finca Santa Ana tuvo la mayor densidad de especies (Cuadro 5).

Cuadro 5. Descripción de las variables analizadas con respecto a la comunidad de mamíferos en cada zona de estudio.

Zona de estudio	Número de generalistas grandes	Número de generalistas medianos	Número de especialistas grandes	Número de especialistas medianos	Abundancia de generalistas relativa	Abundancia de especialistas relativa	Densidad de especies	Equidad (H')
Calakmul	3	5	2	4	29.16	15.11	0.002	2.02
Charapan y Paracho	2	4	1	0	28.22	2.26	0.057	1.52
El Paraíso	3	4	2	2	27.44	2.06	0.049	1.86
El Veladero	2	4	1	4	8.71	2.71	0.122	1.8
Finca Santa Ana	4	5	1	3	32.42	7.61	1.384	1.47
Lagunas de Chacahua	2	4	1	0	31.94	0.88	0.116	1.64
La Malinche	1	1	1	0	1.73	0.65	0.028	0.91
Nanchititla	4	9	0	1	12.87	0.55	0.103	2.12
Sierra de Ajos	3	5	3	0	11.23	0.77	0.059	1.77
Sierra del Tigre	4	8	1	0	22.57	0.44	0.052	2.2
Zapalinamé	3	3	0	0	38.75	0	0.011	1.56

Los depredadores tope presentes en las zonas de estudio y el radio del ámbito hogareño de cada uno fueron: *Ursus americanus* (4.3 Km, Doan-Crider 1995), *Puma concolor* (4.11 Km, de la Torre 2017), *Panthera onca* (3.78 Km, Nuñez *et al.* 2002), *Lynx rufus* (1.9 Km, Monroy y Briones-Salas 2012), *Canis latrans* (1.04 Km, Marín-Sánchez *et al.* 2015) y *Leopardus pardalis* (1.009 Km, Torres-Romero *et al.* 2017). Calakmul fue la zona con una mayor área muestreada y Finca Santa Ana con el área menor (Cuadro 6).

Cuadro 6. Depredador tope registrado en cada zona de estudio y área de análisis, considerando el polígono mínimo convexo formado por las cámaras más el buffer.

Zona de estudio	Depredador tope	Área de análisis (Km ²)
Los Ajos-Bavispe	<i>Ursus americanus</i>	185.55
El Tigre-Bavispe	<i>Ursus americanus</i>	249.81
Zapalinamé	<i>Ursus americanus</i>	501.26
El Veladero	<i>Puma concolor</i>	90.08
Nanchititla	<i>Puma concolor</i>	135.76
El Paraíso	<i>Panthera onca</i>	220.78
Calakmul	<i>Panthera onca</i>	4727.16
La Malinche	<i>Lynx rufus</i>	104.73
Charapan y Paracho	<i>Lynx rufus</i>	122.53
Finca Santa Ana	<i>Canis latrans</i>	9.39
Lagunas de Chacahua	<i>Leopardus pardalis</i>	59.98

Sierra de Ajos y la Sierra del Tigre tuvieron la densidad más baja de carreteras y población humana, así como los porcentajes más altos de vegetación primaria. De acuerdo con el índice de fragmentación, Calakmul presenta el valor más alto, lo que indica un menor grado de fragmentación, mientras que Charapan y Paracho fueron los más fragmentados. No fue posible calcular este índice para Finca Santa Ana y Sierra de Ajos debido a que dentro del área muestreada había un solo parche, por definición un único parche no puede ser descrito como fragmentado (Cuadro 7) (Fahrig *et al.* 2019).

Cuadro 7. Variables relacionadas con la fragmentación del hábitat en cada zona de estudio.

Zona de estudio	Densidad de carreteras (Km/área)	Densidad poblacional (número de habitantes/área)	Porcentaje de vegetación primaria	Número de parches de vegetación primaria	Total de borde	Densidad de borde	Índice de forma media ponderada	Porcentaje de vegetación secundaria	Número de parches de vegetación secundaria	Índice de fragmentación
Calakmul	0.104	4.657	5.186	19	369898.5	0.794	1.793	85.902	6	8.41
Charapan y Paracho	0.189	23.161	24.823	2	37135.7	6.099	1.34	23.209	9	0.07
El Paraíso	0.271	27.311	84.962	5	168443.1	1.795	1.79	3.645	9	0.18
El Veladero	0.27	34.832	20.919	1	27587.4	14.638	1.72	47.889	1	0.92
Finca Santa Ana	0.434	19.802	0.624	1	1371.6	231.65	1.59	0	0	-
Lagunas de Chacahua	0.038	0.683	31.708	1	41763.2	21.957	2.701	40.914	1	0.15
La Malinche	0.139	0.038	70.486	1	78946.1	10.693	2.591	1.94	2	0.44
Nanchititla	0.252	6.872	37.262	2	7894.2	7.738	2.13	49.158	6	0.17
Sierra de Ajos	0	0	100	1	50746	2.662	1.036	0	0	-
Sierra del Tigre	0	0	84.801	2	86825.5	2.002	1.359	15.198	2	1.28
Zapalinamé	0.198	6.355	42.073	13	331788.3	1.305	2.308	33.388	6	0.32

La densidad de especies está relacionada con la densidad de borde y el índice de forma media ponderada explicando el 99.67%, la sumatoria de IAR de especialistas está relacionada con el número de parches de vegetación primaria y el total de borde explicando el 69.55 % y el número de especialistas grandes está relacionada con todas las variables independientes explicando un 99.96% (Cuadro 8).

Cuadro 8. Relación entre las variables relacionadas con la fragmentación y las que describen la comunidad de mamíferos, los números entre paréntesis indican el número de variable.

	Densidad de especies	IAR de especialistas	Número de especialistas grandes
Modelo 1	1-9	1-9	1-9
R ² ajustada (%)	99.64	13.7964	99.99
Modelo 2	6-7	5-6	1-9
R ² (%)	99.74	66.90	99.99
R ² ajustada (%)	99.67	69.5584	99.96
F	1541.36	8.36	3415.61
Gl	2,8	2,8	2,8
P	< 0.001	< 0.05	< 0.05
Constante	0.0833279	2.24432	-2.33966
Densidad de carreteras (1)			-15.9728
Densidad de población (2)			0.176475
Porcentaje de vegetación primaria (3)			0.044194
Número de parches de vegetación primaria (4)		1.86908	1.68341
Total de borde (5)		-0.0000671276	-0.0000650689
Densidad de borde (6)	0.00585178		0.00561353
Índice de forma media ponderada (7)	-0.0344979		2.42797
Porcentaje de vegetación secundaria (8)			-0.0749721
Número de parches de vegetación secundaria (9)			-0.145927

De acuerdo con el nivel relativo de fragmentación, la Sierra de Ajos y la Sierra del Tigre tuvieron los valores más bajos, 18 y 32, respectivamente, teniendo un menor grado de fragmentación. El Paraíso y el Veladero obtuvieron la sumatoria más alta, indicando un mayor grado de fragmentación (Cuadro 9).

Cuadro 9. Nivel relativo de fragmentación de cada zona de estudio. El valor en cada celda representa el lugar que ocupa cada zona de estudio con respecto a las demás, en cada una de las variables.

Zona	Densidad de carreteras (Km/área)	Densidad poblacional (número de habitantes/área)	Porcentaje de vegetación primaria	Número de parches	Total de borde	Densidad de borde	índice de forma media ponderada	Porcentaje de vegetación secundaria	Número de parches	Nivel relativo de fragmentación
Calakmul	3	4	10	5	11	1	5	2	4	45
Charapan y Paracho	5	8	8	2	4	6	1	7	6	47
El Paraíso	9	9	2	3	9	3	4	9	4	52
El Veladero	8	10	9	1	3	9	6	4	2	52
Finca Santa Ana	10	7	11	1	1	11	3	1	1	46
Lagunas de Chacahua	2	3	7	1	5	10	10	5	2	45
La Malinche	4	2	4	1	7	8	9	10	2	47
Nanchititla	7	6	6	2	2	7	7	3	4	44
Sierra de Ajos	1	1	1	1	6	5	1	1	1	18
Sierra del Tigre	1	1	3	2	8	4	2	8	3	32
Zapalinamé	6	5	5	4	10	2	8	6	4	50

DISCUSIÓN

En México se han realizado algunos estudios que analizan el impacto de la fragmentación sobre especies de anfibios, aves y mamíferos a nivel regional (Pineda y Halffter 2004, Arroyo-Rodríguez *et al.* 2013, Garmendia *et al.* 2013, Carrara *et al.* 2015). En este estudio se incluyeron diferentes tipos de ecosistemas, que fueron monitoreados durante varios años, sumando un esfuerzo de muestreo mayor que cualquiera de los estudios reportados hasta ahora en el país. También es importante destacar la cantidad de especies registradas, lo que permitió realizar un análisis integral incluyendo no solo la presencia de las mismas, sino parámetros ecológicos que aportan más información, como abundancia, densidad, equidad, además de comparar entre grupos según el nicho ecológico. La información utilizada para realizar este estudio fue la más reciente en el país, se analizaron los cambios en la configuración del paisaje, detectando variaciones en la diversidad, fragmentación y complejidad de las formas. La evaluación realizada mediante la aplicación de SIG permitió obtener información cuantitativa acerca los porcentajes de cobertura, parches, forma, así como calcular diferentes características del paisaje.

Calakmul y Nanchititla presentaron la mayor riqueza de mamíferos terrestres, incluyendo especies clave como grandes herbívoros y depredadores tope. Nanchititla pertenece a la provincia mastogeográfica Volcánico-Transversa que está considerada una de las más ricas del país y con mayor recambio de especies (Moreno 2005, Monroy-Vilchis 2011). Incluye climas templados y cálidos que favorecen la presencia de diferentes tipos de vegetación. Estas características permiten la presencia de una variedad importante de organismos debido a la disponibilidad de refugio y alimento (Monroy-Vilchis *et al.* 2011). Sin embargo, los cambios ambientales inducidos por el hombre actúan como filtro, seleccionando aquellas especies que puedan sobrevivir dentro de ecosistemas modificados (Devictor 2008). Cerca del 93% de las especies registradas para Nanchititla son generalistas, nuestros resultados posicionan esta zona como el tercero más fragmentado, siendo los especialistas los afectados por este proceso.

Por otro lado, Calakmul contiene el área forestal más extensa del trópico mexicano (Martínez y Galindo-Leal 2002). Constituye un corredor biológico debido a la ubicación estratégica en el sistema de áreas naturales protegidas de la región, permitiendo el desplazamiento de especies entre regiones y manteniendo la biodiversidad presente en la zona (Martínez y Galindo-Leal 2002). Además de registrar el menor índice de fragmentación, el 57.14% de las especies registradas fueron especialistas, sin embargo, se registraron 5 especies en alguna categoría de riesgo (SEMARNAT 2010). De manera particular, en comparación con otras zonas, en Calakmul la especie *Leopardus wiedii* presenta menor IAR, lo que probablemente se debe a factores externos como la cacería. Esta especie está incluida en el apéndice I, en donde se incluyen las especies sobre las que se cierne el mayor grado de peligro entre las especies de fauna y de flora incluidas en los Apéndices (Aranda y Valenzuela-Galván 2015, CITES 2015).

Una de las características de la estructura de las comunidades es la composición de especies, ya que no todas ejercen la misma influencia sobre la misma. Los resultados muestran la sierra Zapalinamé, La Malinche y Lagunas de Chacahua con una distribución de abundancias equitativa, haciendo posible la relación con el funcionamiento de los ecosistemas (Moreno *et al.* 2011).

La respuesta de las especies ante la fragmentación o pérdida de hábitat dependen del tamaño corporal, la dieta, la capacidad de dispersión, el grado de especialización, los requisitos de hábitat y las interacciones con otras especies (Cox 2004). Especies de mayor tamaño corporal como *Leopardus pardalis*, *Puma concolor* y *Panthera onca* fueron más abundantes en las zonas menos fragmentadas, de manera similar *Tayassu pecari* que tiene baja tolerancia a la perturbación (March 1990). La hipótesis del estudio fue verificada, ya que en las zonas más fragmentadas fue menor la abundancia de las especies especialistas en relación con las generalistas, lo que potencialmente aumenta su vulnerabilidad a los efectos negativos de la fragmentación (Crooks 2002). Es probable que los especialistas se vean afectados directamente por la degradación del paisaje, mientras que los generalistas están siendo influenciados positivamente por la baja competencia con los especialistas (Marvier *et al.* 2004).

Aunque no fue posible calcular el índice de fragmentación de Finca Santa Ana, es una zona rodeada por un sistema de producción ganadera de tipo extensivo, además de los cultivos permanentes de plátano y cacao, lo que representa una fuente de contaminación (Sánchez 2013). Esta última zona, muestra una alta densidad de especies en comparación con las otras zonas, lo que puede deberse al tamaño del área muestreada, ya que fue la zona con menor área. No obstante, existen muchos factores que influyen en la distribución espacial y la abundancia de las especies, es decir, algunos paisajes fragmentados encierran fragmentos estables, lo que permite en algunos casos que las especies colonicen y prosperen en ellos (Attum *et al.* 2006, Devictor 2008). Sin embargo, a largo plazo la zona antrópica que rodea el área natural puede ser más extensiva espacialmente, aislando las poblaciones de especies que no puedan dispersarse (Haverland y Veech 2017). Así las poblaciones más pequeñas serán más propensas a los efectos de la deriva genética y la endogamia (Lino *et al.* 2019).

La fragmentación en Charapan, Paracho y el Paraíso implica problemas de conservación para fauna que habita en estas zonas. El Paraíso fue una de las zonas con mayor número de especies en riesgo, entre ellas *Panthera onca*, *Leopardus pardalis*, *Leopardus wiedii*, *Puma yagouaroundi*, *Conepatus leuconotus* y *Coendu mexicanus*. A pesar de ello no existen estudios enfocados a mamíferos en esta zona, la presencia de estas especies ambientalmente sensibles puede ser un indicador de la integridad del ecosistema, sirviendo como herramienta para la planificación de estrategias de conservación (Crooks 2002).

Los resultados del análisis cualitativo muestran la sierra de Ajos y la sierra del Tigre como las menos fragmentadas. Ambas zonas se encuentran bajo protección a nivel nacional, Ajos-Bavispe presenta una gran biodiversidad por el gradiente altitudinal y la confluencia de las regiones neártica y neotropical (Esqueda *et al.* 2009). El Tigre-Bavispe se definió como área número 44 de prioridad para la conservación, basada en la presencia de especies endémicas, raras, especies amenazadas y en peligro de extinción (Avila y Jacobs 2008). Dentro de las especies registradas, para ambas zonas, encontramos a *Ursus americanus*, el mamífero de mayor tamaño en México; sin embargo, mediante un modelo

de distribución potencial se predijo una reducción del hábitat adecuado, principalmente en la zona norte de Sonora, para el año 2024 (Monroy-Vilchis *et al.* 2016). La pérdida de hábitat y la cacería son las principales amenazas para la especie al ser percibida como amenaza al ganado y cultivos (Delfín-Alfonso *et al.* 2011).

La fragmentación es la última etapa en un proceso de alteración de un hábitat, en donde el aislamiento de los elementos del paisaje, la disminución de la superficie, el aumento del efecto borde y la subdivisión se hacen mayores hasta llegar al punto en el que el paisaje pierde su funcionalidad (EUROPARC 2009). Los resultados muestran que la densidad de especies está relacionada con el índice de forma media ponderada y la densidad de borde. Dichas variables se relacionan, es decir, entre más compleja sea la forma del parche aumenta el tamaño del borde (Rogan y Lacher 2018). En comparación con el hábitat interior, el hábitat de borde es característicamente más seco, más ventoso, más cálido y con una estructura alterada (Cadenasso *et al.* 2003). El hábitat de borde puede beneficiar a los depredadores generalistas, teniendo un impacto negativo en las especies que dependen de las condiciones que caracterizan el interior de fragmento (Cox 2004) y causando una disminución de las poblaciones biológicas (Vargas 2008, da Silva *et al.* 2018). Sin embargo, la vulnerabilidad de cada especie a diferentes riesgos está determinada por la ecología de la propia especie (Devictor 2008).

Por otro lado, IAR de especialistas se relaciona con el total de borde y el número de parches de vegetación. Particularmente, las especies especialistas grandes son las más afectadas por la fragmentación, lo que es evidente en los resultados, ya que todos los indicadores de fragmentación se relacionan con esta variable, siendo la densidad de carreteras la variable que más influye. Con el rápido desarrollo de las ciudades se ha incrementado la red vial, convirtiéndose en una amenaza cada vez mayor para el movimiento de la fauna (Arroyave *et al.* 2006). De las especies registradas las más vulnerables son *Panthera onca*, *Lynx rufus* y *Leopardus pardalis*. *Panthera onca* y *Leopardus pardalis* han registrado ámbitos hogareños de 65 km² (Nuñez *et al.* 2002) y 4.6 km² (Torres-Romero *et al.* 2017) respectivamente, viven en densidades relativamente pequeñas, los

cuales son atributos biológicos generalmente asociados con una mayor vulnerabilidad al cambio de uso de suelo (Daily *et al.* 2003, Naranjo 2009).

CONCLUSIÓN

Charapan, Paracho y el Paraíso fueron las zonas más fragmentadas, la menos fragmentada fue Calakmul. Se registraron 30 especies de mamíferos medianos y grandes, de las cuales 12 son especialistas y 18 generalistas. Las especies más afectadas por la fragmentación fueron las especies especialistas grandes *Panthera onca*, *Lynx rufus* y *Leopardus pardalis*, que además son las más vulnerables según la IUCN, NOM-059 Y CITES.

BIBLIOGRAFÍA

- Aranda, M. y Valenzuela-Galván, D. (2015). Registro notable de margay (*Leopardus wiedii*) en el bosque mesófilo de montaña de Morelos, México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 86 (4), 1110-1112.
- Arias-LeClaire, H. y Gamboa-Badilla, N. (2007). Influencia de la fragmentación del bosque y el manejo forestal en la composición de especies de mamíferos en el Noreste de Costa Rica.
- Armella, M. y Yáñez, M. (2011). Mamíferos Mexicanos en Peligro de Extinción. *Revista Digital Unversitaria*, 12 (1).
- Arroyo-Rodríguez, V., González Pérez, I. M., Garmendia, A., Solà, M., Estrada A. (2013). The relative impact of forest patch and landscape attributes on black howler monkey populations in the fragmented Lacandona rainforest, Mexico. *Landscape Ecology*, 28: 1717-1727.
- Attum, O., Eason, P., Cobbs, G., y El Din, S. M. B. (2006). Response of a desert lizard community to habitat degradation: do ideas about habitat specialists/generalists hold?. *Biological Conservation*, 133(1), 52-62.
- Avila, S. y Jacobs, S. (2008). Trip report sierra El Tigre, Sonora, México. *Protecting our Mountain Islands and Desert Seas*.
- Baena, M.L., Halffter, G., Lira-Noriega A., y Soberón, J. 2008. Extinción de especies. *Capital natural de México, Conocimiento actual de la biodiversidad*. CONABIO, México, I: 263-282.
- Badii, M. H., Guillen, A., Rodríguez, C. E., Lugo, O., Aguilar J., y Acuña, M. 2015. Pérdida de Biodiversidad: Causas y Efectos. *Revista Daena (International Journal of Good Conscience)* 10(2): 156-174.
- Cagnolo, L., Valladares, G., Salvo, A., Cabido, M. y Zak, M. (2009). Habitat Fragmentation and Species Loss across Three Interacting Trophic Levels: Effects of Life-History and Food-Web Traits. *Conservation Biology*, 23 (5): 1167-75.

- Cardinale, B. J. Emmett-Duffy, J., González, A., Hooper, D. U. Perrings, C. y Venail, P. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity *Nature*, 486:59-67
- Carrara, E., Arroyo-Rodríguez, V., Vega-Rivera, J. H., Schondube, J. E., Freitas de S. M., Fahrig, L. (2015). Impact of landscape composition and configuration on forest specialist and generalist bird species in the fragmented Lacandona rainforest, Mexico. *Biological Conservation*, 184: 117-126.
- Ceballos, G. y Simonetti, J. A. (2002). Diversidad y Conservación de los Mamíferos Neotropicales. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, DF, México. *Journal of Mammalogy*, 85 (2): 582.
- Ceballos, G., Chávez., Rivera, A., Manterola, C. y Wall, B. (2002). Tamaño poblacional y conservación del jaguar en la reserva de la biosfera Calakmul, Campeche, México. *El Jaguar en el Nuevo Milenio*. 403-418.
- Chávez, C., de la Torre, A., Bárcenas, H., Medellín, R. A., Zarza, H. y Ceballos, G. (2013). Manual de fototrampeo para estudio de fauna silvestre. El jaguar en México como estudio de caso. Alianza WWF-Telcel, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Coria, R., Raymundo, V., Muñoz-Castro, M. A., Castro, M. y Garza, E. (2016). conectividad del hábitat forestal del ocelote (*Leopardus pardalis*) en la sierra de quila y zonas adyacentes, estado de Jalisco, México. 15-32.
- Cox, P. M., Dickman, R. C. y Hunter, J. (2003). Effects of rainforest fragmentation on non-flying mammals of the Eastern Dorrigo Plateau, Australia. *Biological conservation*, 115: 175-189.
- da Silva, M. X., Paviolo, A., Tambosi, L. R., y Pardini, R. (2018). Effectiveness of Protected Areas for biodiversity conservation: Mammal occupancy patterns in the Iguaçu National Park, Brazil. *Journal for Nature Conservation*, 41:51-62.
- Delfín-Alfonso, C. A., López-González, C. A., y Lara-Díaz, N. E. (2011). El oso negro americano en el noroeste de México: recuperación de registros de ocurrencia. *Acta zoológica mexicana*, 27(3), 777-801

- Dias, P.C. (1996). Sources and sinks in population biology. *Trends in Ecology & Evolution*, 11 (8):326–330.
- Echeverría, C., Newton, A. C., Lara, A., Benayas, J. M. R. y Coomes, D. A. (2007). Impactos de la fragmentación de los bosques sobre la composición de las especies y la estructura de los bosques en el paisaje templado del sur de Chile. *Ecología global y biogeografía*, 16 (4): 426-439.
- Esqueda, M., Sánchez, A., Rivera, M., Coronado, M. L., Lizárraga, M., & Valenzuela, R. (2009). Primeros registros de hongos gasteroides en la Reserva Forestal Nacional y Refugio de Fauna Silvestre Ajos-Bavispe, Sonora, México. *Revista mexicana de micología*, 30, 19-29.
- EUROPARC. (2009). Conectividad ecológica y áreas protegidas. Herramientas y casos prácticos. Madrid: Ed. FUNGOBE: 85 p.
- Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 34: 487-515.
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). (2010). Evaluación de los recursos forestales mundiales 2010. Informe Nacional México. FRA2010/132. Roma. 98 p.
- Fontúrbel, F. E. (2007). Evaluación de la pérdida de la cobertura del bosque seco Chaqueño en el municipio de torotoro y en el Parque Nacional Torotoro (Potosí, Bolivia), mediante teledetección. *Ecología aplicada*, 6 (1-2): 59-66.
- Garmendia, A., Arroyo-Rodríguez, V., Estrada, A., Naranjo, E., Stoner, K. E. (2013). Landscape and patch attributes impacting medium- and large-sized terrestrial mammals in a fragmented rain forest. *Journal of Tropical Ecology*, 29: 331-344.
- Gurrutxaga-San Vicente, M. (2003). Índice de fragmentación y conectividad para el indicador de biodiversidad y paisaje de la Comunidad Autónoma del País Vasco. Vasco, España.
- García, Y., Estrada, A. Rocha, A., Vicente, M. I. y Mera, M. S. (2010). Estudio para la identificación de mamíferos medianos y grandes en el Parque Nacional Palenque, Palenque, Chiapas, México. Tesis profesional. Proyecto CONANP.

- Haddad, N. M., Brudvig, L. A., Clobert, J., Davies, K. F. González, A. Holt, R. D. (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*. 1 (2): e1500052.
- Halffter, G. (1998). A strategy for measuring landscape biodiversity. *Biology International*, 36:3-17
- Hargis C. D., Bissonette J. A. y David J. L. (1998). The behavior of landscape metric commonly used in the study of habitat fragmentation. *Landscape Ecology*, 13 (3): 167–186.
- Haverland, B. M. y Veech, A. J. (2017). Examining the occurrence of mammal species in natural áreas within a rapidly urbanizing región of Texas, USA. *Landscape and Urban Planning*, 157: 221 230.
- Heino, M. y Hanski I. (2001). Evolution of migration rate in a spatially realistic metapopulation model. *The American Naturalist*, 157 (5): 495–511.
- Henle, K., Davies, K. F., Kleyer, M., Margules, C. y Settele, J. (2004). Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodiversity and Conservation*, 13 (1): 207-251.
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía (2010). Localidades de la República Mexicana, 2010, escala: 1:1. Censo de Población y Vivienda 2010. Editado por Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). México, D.F.
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía (2013). Conjunto nacional de uso de suelo y vegetación, escala 1:250000 Serie V; DGG-INEGI: México.
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía (2016). Conjunto nacional de uso de suelo y vegetación, escala 1:250000 Serie VI; DGG-INEGI: México.
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía (2014). Red nacional de caminos, escala 1:50 000. México.
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía (2015). Red nacional de caminos, escala 1:50 000. México.
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía (2016). Red nacional de caminos, escala 1:50 000. México.

- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía (2017). Red nacional de caminos, escala 1:50 000. México.
- Jaeger, J. A. G. (2000). Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology*, 15 (2):115-130.
- Juárez-Casillas, L. A., y Varas, C. (2013). Revisión bibliográfica actualizada del oso negro en México. *Therya*, 4(3), 447-466.
- Kelly, M. J., y Holub, E. L. (2008). Camera trapping of carnivores: trap success among camera types and across species, and habitat selection by species, on Salt Pond Mountain, Giles County, Virginia. *Northeastern Naturalist*, 15(2): 249-262.
- Lindenmayer, D. B. (1999). Future directions for biodiversity conservation in managed forests: indicator species, impact studies and monitoring programs. *Forest Ecology and Management*, 115 (2-3): 277–287.
- Lino, A., Fonseca, C., Rojas, D., Fischer, E., Ramos, P. y João, M. (2019). A meta-analysis of the effects of habitat loss and fragmentation on genetic diversity in mammals. *Mammalian Biology*, 94: 69-76.
- Maffei, L., E. Cuéllar y J. Noss. (2002). Uso de trampas cámara para la evaluación de mamíferos en el ecotono Chaco-Chiquitanía. *Revista boliviana de ecología y conservación ambiental*, 11: 55-65.
- Maffei, L., E. Cuéllar y A. Noss. (2004). One thousand jaguars (*Panthera onca*) in Bolivia's Chaco? Camera trapping in the Kaa-lyá National Park. *Zoology*, London, 262: 295–304.
- Martínez, E., & Leal, C. G. (2002). La vegetación de Calakmul, Campeche, México: clasificación, descripción y distribución. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, (71), 7-32.
- Marvier, M., Kareiva, P. y Neubert, M. G. (2004). Habitat destruction, fragmentation and disturbance promote invasion by habitat generalists in a multispecies metapopulation. *Risk Analysis*, 24(4): 869-878.
- Meek, P. D., Ballard, G. A., Fleming, P. J., Schaefer, M., Williams, W., y Falzon, G. (2014). Camera traps can be heard and seen by animals. *Plos one*, 9(10): e110832.

- Monroy-Vilchis, O., Zarco-González, M. M., Rodríguez-Soto, C., Soria-Díaz, L., y Urios, V. 2011. Fototrampeo de mamíferos en la Sierra Nanchititla, México: abundancia relativa y patrón de actividad. *Revista de Biología Tropical*, 59(1): 373-383.
- Montoya, J. M., Pimm, S. L. y Solé, R. V. (2006). Ecological networks and their fragility. *Nature*, 442: 259-264.
- Moreno, CE, Barragán, F., Pineda, E. y Pavón, NP (2011). Reanálisis de la diversidad alfa: alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista mexicana de biodiversidad*, 82 (4), 1249-1261.
- Mulwa, R. K., Böhning-Gaese, K., y Schleuning, M. (2012). High bird species diversity in structurally heterogeneous farmland in Western Kenya. *Biotropica*, 44: 801–809.
- Navarrete, D. y Ortega, J. (2011). *Tamandua mexicana* (Pilosa: Myrmecophagidae). *Especies de mamíferos*, 43 (874), 56-63.
- O'Brien, T., Kinnaird M. y Wibisono H. (2003). Crouching tigers, hidden prey: Sumatran tiger and prey populations in a tropical landscape. *Animal Conservation*, 6 (2): 131-139.
- Ojeda, R. A., Stadler J. y Brandl R. (2003). Diversity of mammals in the tropical-temperate interface of the Neotropics. *Biodiversity and Conservation*, 12 (7): 1431–1444.
- Pardini, R., Nichols, E. y Püttker, T. (2017). Biodiversity Response To Habitat Loss And Fragmentation. Reference Module In Earth Systems And Environmental Sciences. *Encyclopedia of the Anthropocene*, 3: 229-239.
- Pauchard, A., Aguayo, M., y Alaback, P. (2006). Cuantificando la fragmentación del paisaje: las métricas y sus significados ecológicos. *Biodiversidad en ambientes fragmentados de Chile: patrones y procesos a diferentes escalas*, 41-67.
- Pineda, E. y Halffter, G. (2004). Species diversity and habitat fragmentation: frogs in a tropical montane landscape in Mexico. *Biological Conservation*, 117: 499-508
- Ramesh, T. y Downs, T. C. (2015). Impact of land use on occupancy and abundance of terrestrial mammals in the Drakensberg Midlands, South Africa. *Nature Conservation*, 23: 9-18.

- Rempel, R.S., Kaukinen, D. y Carr, A. P. (2012). Patch Analyst and Patch Grid. Ontario Ministry of Natural Resources. Centre for Northern Forest Ecosystem Research, Thunder Bay, Ontario.
- Ríos-Muñoz, C.A. y A.G. Navarro-Sigüenza. 2009. Efectos del cambio de uso de suelo en la disponibilidad hipotética de hábitat para los psitácidos de México. *Ornitología Neotropical* 20: 491-509.
- Rodríguez, P., Soberón, J., y Arita, H. T. (2003). El componente beta de la diversidad de mamíferos de México. *Acta zoológica mexicana*, (89):241-259.
- Rogan, J. y Lacher, T. (2018). Impacts of Habitat Loss and Fragmentation on Terrestrial Biodiversity.
- Rosete-Vergés, F. A., Pérez-Damián, J. L., Villalobos-Delgado, M., Navarro-Salas, E. N., Salinas-Chávez, E., & Remond-Noa, R. (2014). El avance de la deforestación en México 1976-2007. *Madera y bosques*, 20(1), 21-35.
- Rovero, F. y Marshall, A. (2009). Camera trapping photographic rate as an index of density in forest ungulates. *Journal of Applied Ecology*, 46 (5): 1011-1017.
- Sánchez-Cordero, V., Botello, F., Flores-Martínez, J. J., Gómez-Rodríguez, R. A. Guevara, L., Gutiérrez-Granados, G. y Rodríguez-Moreno, Á. (2014). Biodiversidad de Chordata (Mammalia) en México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 85: S496-S504.
- Sanderson, J. y Harris, G. (2013). Automatic data organization, storage, and analysis of camera trap pictures. *Journal of Indonesian Natural History*, 1: 11-19.
- Saunders, D. A., Hobbes, R. J. y Margules, C. R. (1991). Biological consequences of ecosystem fragmentation. *Conservation Biology*, 5: 18-32.
- SEMARNAT. Programa de Áreas Naturales Protegidas de México.
- Swihart, R. K., Gehring, T. M., Kolozsvary, M. B. y Nupp, T. E. (2003). Responses of “resistant” vertebrates to hábitat loss and fragmentation: the importance of niche breadth and range boundaries. *Diversity and Distributions*, 9 (1): 1-18.

- Valenzuela-Galván, D., De Leon-Ibarra, A., Lavallo-Sánchez, A., Orozco-Lugo, L., y Chávez, C. (2013). The margay *Leopardus wiedii* and bobcat *Lynx rufus* from the dry forests of Southern Morelos, Mexico. *The Southwestern Naturalist*, 58(1), 118-121.
- Walker, S., Novaro A. y Nichols, J. (2000). Consideraciones para la estimación de abundancia de poblaciones de mamíferos. *Mastozoología Neotropical*, 7 (2): 73-80.
- Yasuda, M. (2004). Monitoring diversity and abundance of mammals with camera traps: a case study on Mount Tsukuba, central Japan. *Mammal Study*, 29 (1): 37-46.
- Young, S., Rode-Margono, J., y Amin, R. (2018). Software to facilitate and streamline camera trap data management: A review. *Ecology and Evolution*, 8(19): 9947-9957.

Anexo 1. Especies registradas por fototrampeo en 11 zonas de México y el IAR reportado.

Orden	Familia	Especie	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	
Didelphimorphia	Marmosidae	<i>Tlacuatzin canescens</i>				0.75								
	Didelphidae	<i>Didelphis sp</i>	11.57	6.95	1.49	1.35	2.2	0.59		2.71		0.89		
		<i>Philander opossum</i>				0.86								
Xenarthra	Dasypodidae	<i>Dasyopus novemcinctus</i>		0.28	5.34	0.98	0.78	5.32		1.23				
	Myrmecophagidae	<i>Tamandua mexicana</i>				0.3	1.02							
Carnivora	Canidae	<i>Canis latrans</i>		1.27			0.78		1.44			1.94	1.25	
		<i>Urocyon cinereoargenteus</i>	7.55							0.76	0.77	5.23	10	
	Felidae	<i>Puma yagouaroundi</i>				0.14		0.15			0.02			
		<i>Leopardus pardalis</i>	3.54		0.57	0.37	3.3	0.88				0.11		
		<i>Leopardus wiedii</i>	0.23		0.92	0.22					0.55			
		<i>Lynx rufus</i>		2.26						0.65		0.44	0.44	
		<i>Puma concolor</i>	0.47			0.45					0.14	2.97	0.14	
		<i>Panthera onca</i>	2.24		0.42							0.22		
		<i>Eira barbara</i>	0.35											
		Mustelidae												
Mephitidae	<i>Conepatus leuconotus</i>		0.56	0.14					0.44	0.11	0.44			

		<i>Conepatus semistriatus</i>	0.11									
		<i>Mephitis macroura</i>						0.2				
		<i>Mephitis mephitis</i>								3.73		
		<i>Spilogale pygmaea</i>			1.05							
		<i>Spilogale gracilis</i>						0.11		0.74	2.5	
	Procyonidae	<i>Bassariscus astutus</i>							4.51	2.24		
		<i>Nasua narica</i>	4.25	5.91	2.79	1.17	4.73	2.74	0.22	1.79		
		<i>Procyon lotor</i>	0.11			24.13	10.94	0.17				
	Ursidae	<i>Ursus americanus</i>							0.55	1.34	5	
Artiodactyla	Cervidae	<i>Odocoileus virginianus</i>	3.77	8.65	9.97	2.41	1.33	2.36	2.15	1.65	3.73	6.25
	Tayassidae	<i>Tayassu pecari</i>	0.35				0.78					
		<i>Pecari tajacu</i>			2.28			7.98	0.05			
Rodentia	Erethizontidae	<i>Coendu mexicanus</i>			0.14							
	Cuniculidae	<i>Cuniculus paca</i>	9.2				2.43					
Lagomorpha	Leporidae	<i>Sylvilagus sp</i>	1.06	9.21		0.7	1.1	0.29	2.09	0.4405	0.29	13.75

A= Calakmul, B= Charapan y Paracho, C= El Paraíso, D= El Veladero, E= Finca Santa Ana, F= Lagunas de Chacahua, G= La Malinche, H= Nanchititla, I= Sierra de Ajos, J= Sierra del Tigre y K= Zapalinamé.

