



**COLEGIO DE POSTGRADUADOS**

INSTITUCIÓN DE ENSEÑANZA E INVESTIGACIÓN EN CIENCIAS AGRÍCOLAS

CAMPUS MONTECILLO

POSTGRADO DE RECURSOS GENÉTICOS Y PRODUCTIVIDAD

GANADERÍA

**MAMÍFEROS CARNÍVOROS COMO  
INDICADORES DE PERTURBACIÓN EN UN  
CORREDOR BIOLÓGICO DE LA SIERRA  
MADRE ORIENTAL**

JONATHAN OSWALDO HUERTA RODRÍGUEZ

T E S I S

PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL  
PARA OBTENER EL GRADO DE:

MAESTRO EN CIENCIAS

MONTECILLO, TEXCOCO, ESTADO DE MÉXICO

2020

La presente tesis titulada: “**Mamíferos carnívoros como indicadores de perturbación en un corredor biológico de la Sierra Madre Oriental**” realizada por el alumno: “**Jonathan Oswaldo Huerta Rodríguez**” bajo la dirección del Consejo Particular indicado, ha sido aprobada por el mismo y aceptada como requisito parcial para obtener el grado de:

MAESTRO EN CIENCIAS

GANADERÍA

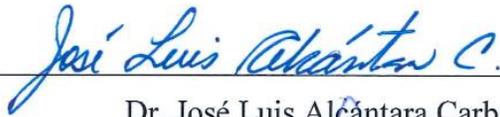
CONSEJO PARTICULAR

CONSEJERO



Dr. Octavio César Rosas Rosas

ASESOR



Dr. José Luis Alcántara Carbajal

ASESOR



Dr. Luis Antonio Tarango Arámbula

ASESOR



Dr. Lauro López Mata

Montecillo, Texcoco, Estado de México, febrero de 2020

# MAMÍFEROS CARNÍVOROS COMO INDICADORES DE PERTURBACIÓN EN UN CORREDOR BIOLÓGICO DE LA SIERRA MADRE ORIENTAL

Jonathan Oswaldo Huerta Rodríguez, Mc.

Colegio de Postgraduados, 2020.

## RESUMEN

La fragmentación y pérdida de hábitat en el corredor biológico Sierra Madre Oriental (SMO) tiene efectos negativos en el desplazamiento y distribución de los mamíferos carnívoros. Del corredor biológico Sierra Madre Oriental, el estado de Hidalgo, aunque incluye rutas potenciales de dispersión de carnívoros, ha sido poco estudiado. Por ello, los objetivos de este estudio fueron estimar la ocupación de mamíferos carnívoros en un estrato ribereño y no ribereño de dicho corredor e identificar especies indicadoras de perturbación. Se ubicaron 16 estaciones de fototrampeo activas durante 70 días de estiaje de enero a abril de 2019. Aplicamos modelos de ocupación de temporada única con covariables del sitio (hábitat y antropogénicas) a los mamíferos carnívoros. Encontramos que las especies sensibles a la pérdida de hábitat ocuparon el estrato no ribereño, mientras que el estrato ribereño fue ocupado por mamíferos generalistas, lo que sugiere que el ribereño está más perturbado que el no ribereño. Por lo tanto, proponemos que la ocupación del jaguar (*Panthera onca*), puma (*Puma concolor*), tigrillo (*Leopardus wiedii*), viejo de monte (*Eira barbara*) y zorrillo manchado (*Spilogale gracilis*) son un indicador potencial de perturbación del corredor biológico, definido por la reserva de la Biósfera Sierra Gorda y Parque Nacional los Mármoles.

**Palabras clave:** Generalista, sensible, presas, ocupación, detectabilidad, ribereña y no ribereña.

# **MAMMALIAN CARNIVORES AS INDICATORS OF DISTURBANCE IN A BIOLOGICAL CORRIDOR OF SIERRA MADRE ORIENTAL.**

Jonathan Oswaldo Huerta Rodríguez, Mc.

Colegio de Postgraduados, 2020.

## **ABSTRACT**

Habitat loss and fragmentation throughout the biological corridor Sierra Madre Oriental (SMO) may have negative effects on the movement and distribution of mammalian carnivores. The state of Hidalgo, although it includes several potential dispersion routes for carnivores in the SMO, there are no studies in this region. Therefore, the objectives of this study were to estimate the occupancy of carnivorous mammals in a riparian and non-riparian stratum of the corridor, and propose disturbance-indicating species. 16 active photo-trapping stations were located for 70 days in the months of January to April of 2019, during the dry season. To estimate the activity of mammalian carnivores with habitat and anthropogenic covariates, we used the model of single season. We found that species sensitive to habitat loss occupied the non-riparian stratum, while the riparian stratum was occupied by generalist mammals, this suggest that the riparian stratum is more disturbed than the non-riparian stratum. Therefore, the occupancy of the jaguar (*Panthera onca*), cougar (*Puma concolor*), margay (*Leopardus wiedii*), tayra (*Eira barbara*) and spotted skunk (*Spilogale gracilis*) are potential indicators of disturbance in the biological corridor located between the Sierra Gorda biosphere reserve and the Los Mármoles national park.

**Key words:** Generalist, sensitive, prey, occupancy, detectability, riparian, non-riparian.

## DEDICATORIA

A Dios, quién me ha dado el talento y la capacidad que tengo para dedicarme a la investigación y ha estado conmigo en cada parte del proceso, “Pero por la gracia de Dios soy lo que soy; y su gracia no ha sido en vano para conmigo. 1ºCor. 15:10”.

A mis padres quienes han sido mi ejemplo a seguir y me han apoyado para siempre seguir lo que me apasiona y han estado siempre ahí.

A mi hermana Eskarlet, mi cuñado Álvaro y mi sobrina Alaia, quienes me inspiran a seguir creciendo como persona y profesionalista en este ámbito.

A mi esposa Elsie, quién es mi apoyo incondicional, que me lleva a ser mejor persona y a dar lo mejor de mí, te amo.

A la memoria de mi abuelo, quién me enseñó a siempre trabajar y a ser esforzado en todo lo que emprenda.

## **AGRADECIMIENTOS**

Agradezco al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por la beca otorgada para cursar mis estudios de maestría en el Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo.

Agradezco a la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales del estado de Hidalgo por el financiamiento proporcionado para la realización del presente estudio.

Agradezco al biólogo Alejandro Juárez Reina, director de Ecología Rural Mexicana A.C. (ERMAC) por su apoyo en la logística y operatividad del proyecto de investigación.

Agradezco a mis asesores por todo el apoyo que me han dado para ser un buen científico y pensar más allá.

Agradezco a mis compañeros Lupita, Aarón, Edith, Francisco, Fernanda y Gmelina por su apoyo en el trabajo de campo.

Agradezco a mis guías Milton, Jorge y Juan por compartir su experiencia en el campo conmigo y ayudarme a llevar a cabo este trabajo de investigación.

## CONTENIDO

<b>RESUMEN</b> .....	<b>iii</b>
<b>ABSTRACT</b> .....	<b>iv</b>
<b>LISTA DE CUADROS</b> .....	<b>viii</b>
<b>LISTA DE FIGURAS</b> .....	<b>ix</b>
<b>INTRODUCCIÓN</b> .....	<b>1</b>
<b>OBJETIVO GENERAL</b> .....	<b>2</b>
Objetivos particulares.....	2
<b>HIPÓTESIS GENERAL</b> .....	<b>2</b>
Hipótesis particular .....	2
<b>ANTECEDENTES</b> .....	<b>2</b>
<b>MATERIALES Y MÉTODOS</b> .....	<b>4</b>
Área de estudio.....	4
Diseño de muestreo .....	6
Características del hábitat .....	6
Análisis estadístico.....	10
<b>RESULTADOS</b> .....	<b>13</b>
<b>DISCUSIÓN</b> .....	<b>18</b>
Detectabilidad de mamíferos en los estratos ribereño y no ribereño .....	18
Ocupación de depredadores topes .....	19
Ocupación del tigrillo.....	20
Ocupación del viejo de monte.....	20
Ocupación del zorrillo machado .....	21
Ocupación de especies generalistas .....	22
<b>IMPLICACIONES DE MANEJO</b> .....	<b>22</b>
<b>CONCLUSIONES</b> .....	<b>23</b>
<b>LITERATURA CITADA</b> .....	<b>24</b>

## LISTA DE CUADROS

Cuadro 1. Descripción de covariables propuestas para el análisis de ocupación de mamíferos carnívoros en el noroeste de Hidalgo, México.....	8
Cuadro 2. Factor de inflación de la varianza de las covariables seleccionadas para el análisis de ocupación de depredadores ápex.....	9
Cuadro 3. Factor de inflación de la varianza de las covariables seleccionadas para el análisis de ocupación de los mesodepredadores. ....	10
Cuadro 4. Prueba de <i>Chi-cuadrada</i> de Pearson, valor de P y parámetro de sobredispersión ( $c^{\wedge}$ ) de modelos globales de mamíferos carnívoros de zonas no ribereñas. ....	14
Cuadro 5. Prueba de <i>Chi-cuadrada</i> de Pearson, valor de P y parámetro de sobredispersión ( $c^{\wedge}$ ) de modelos globales de mamíferos carnívoros de zonas ribereñas. ....	14
Cuadro 6. Modelos de ocupación de mamíferos carnívoros de zonas no ribereñas seleccionados de acuerdo a $\Delta AIC$ .....	15
Cuadro 7. Modelos de ocupación de mamíferos carnívoros de zonas ribereñas seleccionados de acuerdo con $\Delta AIC$ .....	18

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Disposición de estaciones de fototrampeo en el área de estudio en el municipio de Pacula y Jacala, Hidalgo. ....	5
--	---

## INTRODUCCIÓN

Un corredor biológico provee conectividad entre dos o más parches de hábitat y, de esta forma, facilita el intercambio de individuos entre poblaciones (Rosenberg et al., 1997). El Corredor Biológico de la Sierra Madre Oriental (CBSMO) contiene rutas de desplazamiento y parches de hábitat múltiples que favorecen la conectividad entre las poblaciones de jaguar (*Panthera onca*), especie sombrilla en peligro de extinción y otros mamíferos que residen en esta región altamente perturbada (Dueñas-López et al., 2015; SEMARNAT, 2010; Thornton et al., 2016).

Las actividades agrícolas y ganaderas que ocurren en el CBSMO, han ocasionado la fragmentación y pérdida del hábitat de los mamíferos carnívoros (Dueñas-López et al., 2015). Esta pérdida de hábitat afecta el desplazamiento de mamíferos carnívoros entre los parches de hábitat, así como su sobrevivencia, reproducción y diversidad genética (Fahrig, 2007; Hilty et al., 2006; Jackson y Fahrig, 2013).

Mientras que algunas especies se adaptan y desplazan fácilmente en hábitats perturbados por actividades antropogénicas, otras son más sensibles a estas perturbaciones, sobre todo aquellas que requieren de ámbitos hogareños más amplios (Hilty et al., 2006). La determinación de estas diferencias en la sensibilidad de las especies a la perturbación y pérdida de hábitat (Crooks, 2002; Maletzke et al., 2017) permite identificar indicadores ecológicos de la perturbación antrópica (Niemi y McDonald, 2004).

Los mamíferos carnívoros son un gremio de especies, algunas generalistas y otras especialistas, en el que se ha evaluado la sensibilidad a la fragmentación del hábitat (Crooks, 2002; Fleschutz et al., 2016); el efecto de las actividades antropogénicas en su distribución (Ávila-Nájera et al., 2017; Haverland y Veech, 2017; Poessel et al., 2014) y en el uso y ocupación de corredores biológicos (Červinka et al., 2013; Erb et al., 2012; Hilty y Merenlender, 2004; Phoebus et al., 2017; Zimbres et al., 2018), y su utilidad como indicadores de perturbación (Cheyne et al., 2016). Este gremio ha sido objeto de tales estudios debido a su importancia en las cadenas tróficas (Ripple et al., 2014) y al efecto que ejercen en el comportamiento de sus presas (Winnie y Creel, 2017).

En el estado de Hidalgo, de acuerdo con modelos de conectividad biológica, existen diferentes rutas potenciales de desplazamiento (Dueñas-López et al., 2015) poco estudiadas. Entre estas

vías destacan, por los servicios que proporcionan, (por ejemplo, hábitat para fauna silvestre, regulación hidrológica y filtración de sedimentos y nutrientes; Bennett, 1998), los corredores naturales; específicamente, las zonas ribereñas o zonas de escorrentía (no ribereña), barrancas y ríos intermitentes (Hilty y Merenlender, 2004). Por lo tanto, los objetivos del presente trabajo fueron identificar especies indicadoras de perturbación del hábitat que ocupan la porción hidalguense del Corredor Biológico Sierra Madre Oriental y estimar la ocupación de mamíferos carnívoros en un estrato ribereño y no ribereño.

Los resultados de este estudio servirán para enfocar los trabajos de monitoreo en una especie o grupo de especies, cuya importancia ecológica (Ripple et al., 2014) y evolutiva (Winnie y Creel, 2017) benefician indirectamente la conservación de otras especies y su hábitat.

### **OBJETIVO GENERAL**

Identificar especies indicadoras de perturbación del hábitat que ocupan la porción hidalguense del Corredor Biológico de la Sierra Madre Oriental.

#### **Objetivos particulares**

- 1.- Estimar la ocupación de mamíferos carnívoros en un estrato ribereño y no ribereño.
- 2.- Seleccionar especies indicadoras de perturbación en el corredor biológico.

### **HIPÓTESIS GENERAL**

En un corredor biológico, los mamíferos carnívoros grandes son indicadores ecológicos de perturbación del hábitat.

#### **Hipótesis particular**

- 1.- Los mamíferos carnívoros ocupan zonas menos perturbadas para desplazarse.

### **ANTECEDENTES**

La capacidad que los mamíferos terrestres tienen para moverse en busca de recursos o para dispersarse, está relacionada con la estructura del paisaje; por ello, los cambios en su hábitat generan respuestas diferentes de acuerdo con la especie (Fahrig, 2007). Debido a que las actividades humanas provocan cambios acelerados en el hábitat de los mamíferos, varios

estudios se enfocan en el efecto que tiene la fragmentación y pérdida de hábitat por actividades humanas.

En el sur de California, Crooks (2002) evaluó el efecto de la fragmentación del hábitat en la distribución y la abundancia relativa de mamíferos carnívoros y observó que éstos tenían una sensibilidad diferente a la fragmentación; por ejemplo, identificó especies tolerantes como el coyote (*Canis latrans*) y otras con baja tolerancia como el puma (*Puma concolor*). A partir de estos resultados concluyó que los mamíferos carnívoros podían ser usados como especies focales en la conservación y para evaluar el grado de conectividad funcional en el paisaje.

Asimismo, se identificó que los lince (*Lynx rufus*) son más sensibles a la urbanización y fragmentación que los coyotes, especialmente las hembras (Riley et al., 2003) y que se ven afectados por los caminos y carreteras (Poessel et al., 2014). También, se observó que especies que se consideraban sensibles a la fragmentación del hábitat tienen cierta tolerancia y se benefician de ella, como el güiña (*Leopardus guigna*) (Fleschutz et al., 2016). En otros casos, algunas especies generalistas pequeñas como mapaches (*Procyon lotor*) y tlacuaches (*Didelphis*) no se ven afectados por la urbanización (Haverland & Veech, 2017), mientras que carnívoros grandes como el puma modifican el uso de hábitat debido a la presencia humana, de presas y a la competencia (Ávila-Nájera et al., 2018).

En corredores biológicos, se ha observado que plantaciones agrícolas albergan una mayor riqueza de especies generalistas (Cove et al., 2013); que en paisajes fragmentados la disponibilidad de presas influye en el uso de los corredores (Červinka et al., 2013) y que el crecimiento de áreas agrícolas en el corredor limitan el uso del hábitat por depredadores ápex como el jaguar (*Panthera onca*) y sus presas (Petracca, Hernández-Potosme, et al., 2014). Asimismo, se ha encontrado que los mesodepredadores generalistas ocupan zonas fragmentadas y bordes de áreas agrícolas (Pardo Vargas et al., 2016).

Además de los corredores biológicos propuestos con base en modelación y trabajos de campo, existen corredores naturales, como las zonas ribereñas, con una función importante en el mantenimiento de la conectividad de los parches de hábitat para diferentes organismos (Bennett, 1998). Por ejemplo, en un área de viñedos en el norte de California se evaluó el uso de corredores ribereños por mamíferos carnívoros, donde observaron que éstos usaban corredores anchos para desplazarse y viñedos cercanos al hábitat núcleo (Hilty & Merenlender, 2004). En

Brasil se observó una mayor diversidad y composición de especies especialistas en corredores ribereños anchos, en hábitats continuos, de alta calidad y una mayor riqueza de especies generalistas en corredores ribereños perturbados (Zimbres et al., 2016). En Canadá se documentó el uso de zonas ribereñas por el oso grizzli (*Ursus arctos*), para obtener recursos en bosques con aprovechamiento de madera durante el verano (Phoebus et al., 2017). Por otra parte, se observó que en bosques ribereños hay especies que ocupan áreas en función de su sensibilidad a la perturbación, pues unas son afectadas por la calidad de su hábitat y otras por la estructura del corredor (Zimbres et al., 2018). Para el ocelote (*Leopardus pardalis*), un mesodepredador, los bosques ribereños favorecen su abundancia y su desplazamiento en plantaciones de caña (Paolino et al., 2018). En Borneo se evaluó el uso de mamíferos carnívoros como indicadores de perturbación; se observó que algunas especies ocupaban sitios con menos perturbación, mientras que otras eran generalistas (Cheyne et al., 2016).

En resumen, las zonas ribereñas son importantes para la conservación de la biodiversidad debido a los servicios que proporcionan y los procesos ecológicos que en ellas ocurren (Bennett, 1998); además, han demostrado tener un valor como corredor natural en paisajes perturbados ya que, dependiendo de la calidad del hábitat que contengan para las especies de estudio, favorecerá la conectividad entre parches de hábitat (Hilty et al., 2006).

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Área de estudio

Se ubicó entre dos áreas naturales protegidas (Figura 1): la Reserva de la Biósfera Sierra Gorda (RBSG), 600 a 2300 msnm, y el Parque Nacional Los Mármolos (PNLM), 400 a 2500 msnm; en los municipios de Pacula (20° 51' y 21° 09' N y 99° 12' y 99° 26' O) y Jacala de Ledezma (20° 48' y 21° 08' N y 99° 01' y 99°16' O), estado de Hidalgo. La zona tiene una temperatura media anual entre 14°C y 24°C, con lluvias en verano y un intervalo de precipitación entre 500 y 1100mm. El uso de suelo y vegetación en Pacula es de 58 % de bosque, 16 % de matorral, 16.8 % de agricultura, 0.2 % de zona urbana, 7 % de selva y 2 % de pastizal; mientras que en Jacala es 63.0 % de bosque, 17.0 % de matorral, 17.4 % de agricultura y 0.6 % de zona urbana (INEGI, 2009a, 2009b).

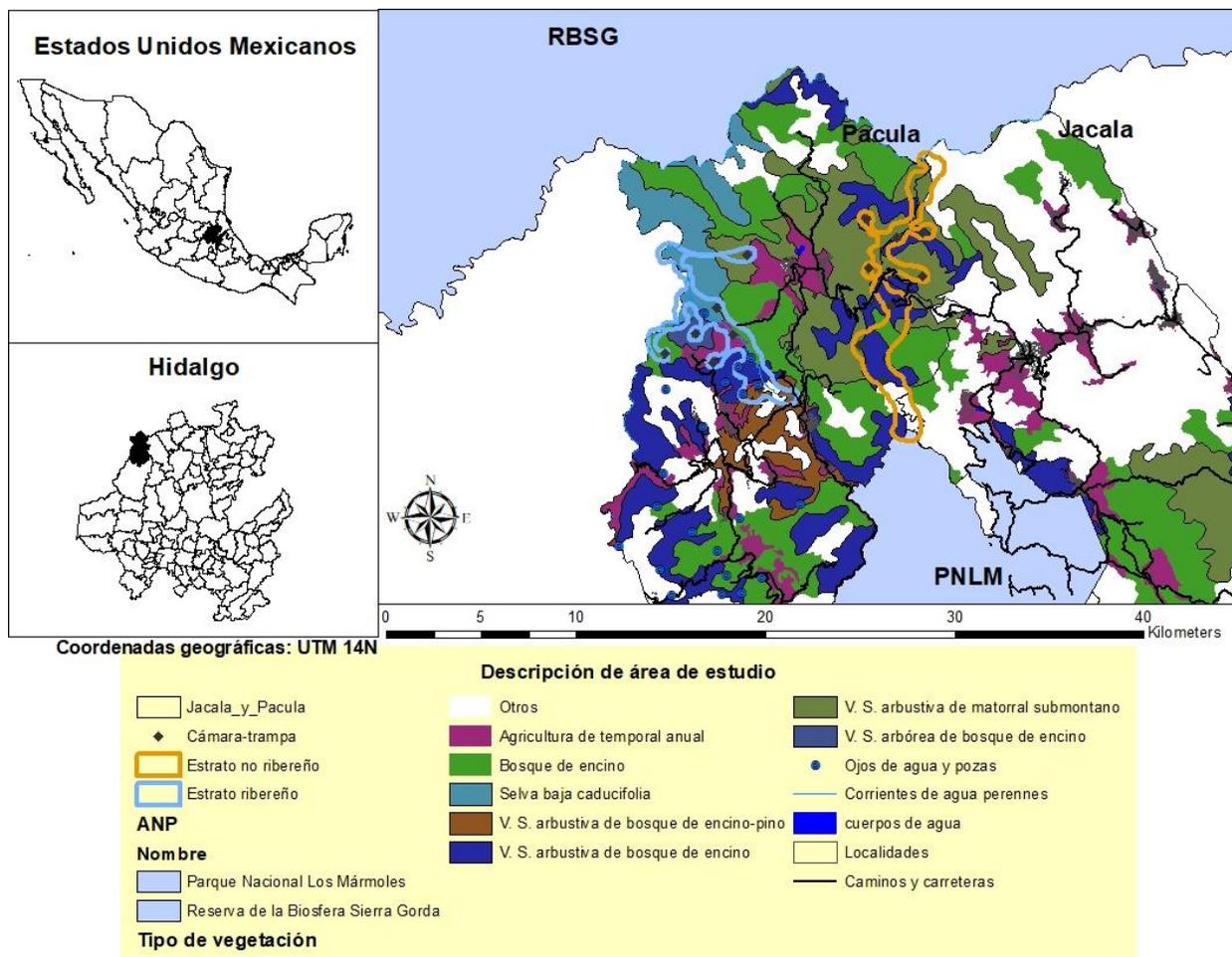


Figura 1. Disposición de estaciones de fototrampeo en el área de estudio en el municipio de Pacula y Jacala, Hidalgo.

Hidalgo tiene una riqueza mastofaunística importante, cuenta con 144 especies de mamíferos terrestres, de los cuales el orden Carnivora ocupa el tercer lugar en riqueza (Sánchez Rojas et al., 2016). De los registros más recientes, destaca la presencia del jaguar (*P. onca*) en el Parque Nacional Los Mármoles (Aguilar-López, Ramos-Frías, et al., 2015) y en el municipio la Misión, que colinda con la Reserva de la Biósfera Sierra Gorda, Querétaro (Morales García et al., 2015). También se ha registrado al jaguar, así como otros felinos dentro de Sierra Gorda (López González et al., 2016). Hidalgo, además de contar con registros notables de fauna silvestre, es considerado como un área de conectividad potencial para una especie sombrilla como el jaguar; sin embargo, es un área poco estudiada, por lo que se requiere esfuerzo en campo para corroborar los modelos desarrollados (Rodríguez-Soto et al., 2011; Dueñas-López et al., 2015).

## **Diseño de muestreo**

Para estimar la ocupación de los mamíferos carnívoros (Hilty y Merenlender, 2004) y su relación con características del hábitat (Mackenzie et al., 2006), en un área con estacionalidad marcada durante la época de estiaje, se realizó un muestreo dirigido, en el que las unidades de muestreo fueron dos estratos: 1) arroyo perenne (estrato ribereño) y 2) arroyo intermitente (estrato no ribereño), los cuales pueden estar siendo empleados como corredores naturales por los mamíferos carnívoros, ya que, de acuerdo con la comunidad y con base en muestreos previos en estas zonas, se han registrado a los mamíferos carnívoros.

Se utilizaron cámaras-trampa (Bushnell Trophy Cam HD®, Cuddeback digital E3® y Stealth Cam STC-Q8X®). En cada estrato se establecieron 8 estaciones sencillas (es decir, compuestas de una sola cámara) separadas por 1.5 a 2.5 km en sitios de tráfico de fauna o barrancas con cuerpos de agua permanente adyacentes (en el caso del estrato ribereño) y en pasos de fauna o barrancas donde no había cuerpos de agua (estrato no ribereño). Para cumplir con el supuesto de población cerrada (Mackenzie et al., 2006), las cámaras-trampa estuvieron activas durante 2 periodos de muestreo (enero-febrero y marzo-abril, del 2019) con una duración de 35 días por periodo. Para construir las historias de detección de cada especie (Rowe, 2017; Sarmiento et al., 2011), los 35 días de muestreo por periodo fueron divididos en 7 intervalos de 5 días cada uno (Cove et al., 2013; Massara et al., 2018). Las cámaras-trampa se revisaron cada 15 o 20 días para cambio de baterías y de memorias (Bender et al., 2017).

## **Características del hábitat**

Se registraron 21 covariables, las cuales se agruparon en cuatro categorías: topográficas, de cobertura, de alimentación y antropogénicas (Cuadro 1).

Las covariables topográficas, que guardan una relación indirecta con la presencia de presas y cobertura para los depredadores, fueron la altitud (Fattebert et al., 2015), índice topográfico de rugosidad (TRI), pendiente y exposición de la pendiente (Bender et al., 2017; Riley et al., 1999). Estas variables se calcularon a partir del modelo digital de elevación F14C48 y F14C49, escala 1:50000 de INEGI, en el programa Qgis 2.8.1 (Cuadro 1).

Las covariables de cobertura fueron dos: 1) los tipos de vegetación en estado de crecimiento (primario o secundario), que se obtuvieron de la carta de uso de suelo y vegetación serie VI a escala 1:250000 de INEGI y procesadas en el programa de ArcGis 10.2. y 2) la proporción de

vegetación primaria, secundaria y agrícola dentro de la zona de influencia (esto es, un radio de 1.5 km, la distancia mínima entre cámaras) alrededor de cada estación de fototrampeo (Cove et al., 2013). El tamaño del área de cada tipo de cobertura (vegetación) se calculó con el programa ArcGis 10.2 (Cuadro 1).

Las covariables asociadas a las presas potenciales de los carnívoros fue la distancia del sitio de captura a cuerpos de agua como ríos, arroyos, lagos, pozas y bebederos (Dueñas-López et al., 2015), para su estimación se usó la carta hidrográfica a escala 1:250000 de INEGI; asimismo, se consideró la abundancia relativa de presas, expresada como número de capturas fotográficas/100 noches-trampa/sitio (Bender et al., 2017; Sarmiento et al., 2011), y la distancia del sitio donde se detectó al depredador al sitio donde se detectó a su presa, obtenidas mediante el programa ArcGis 10.2 (Cuadro 1).

Las covariables antropogénicas fueron la distancia al borde de las ANP (Petracca et al., 2014), que se obtuvo de la carta de áreas naturales protegidas a escala 1:250000 de la CONABIO; la presencia de ganado, de perros y de humanos por cámara-trampa (Zapata-Ríos y Branch, 2018), con base en los registros de las cámaras-trampa, y la distancia a caminos y a las comunidades humanas más cercanas (Monroy-Vilchis et al., 2009), que fueron calculadas mediante el programa ArcGis 10.2 y las capas de información digital de la Red Nacional de Caminos y la carta de Marco Geoestadístico de INEGI (Pardo Vargas et al., 2016, Cuadro 1).

Para modelar la probabilidad de detección, las covariables que se consideraron fueron el número de días que las cámaras-trampa estuvieron activas en cada sitio y su operatividad, es decir, el modelo y antigüedad (O'Connor et al., 2017; Weingarh et al., 2013); tales características fueron seleccionadas debido a que algunas de las cámaras usadas presentaron fallas.

Cuadro 1. Descripción de covariables propuestas para el análisis de ocupación de mamíferos carnívoros en el noroeste de Hidalgo, México.

Covariables	Abreviación	Descripción	Relación esperada covariable/ocupación
<b>Topográficas</b>			
Altitud	Altitud	Metros sobre el nivel medio del mar	+/-
Pendiente	Pendiente	Grado de inclinación del terreno	+/-
Exposición de la pendiente	Aspecto	Dirección de la pendiente	+/+
índice de rugosidad del terreno	TRI	Heterogeneidad del terreno	+/+
<b>De cobertura</b>			
Vegetación primaria	prim	Vegetación nativa	+/+
Vegetación secundaria	sec	Vegetación que ha sufrido un tipo de alteración por el hombre	+/-
Proporción de vegetación primaria	pprim	Proporción de vegetación primaria	+/+
Proporción de vegetación secundaria	psec	Proporción de vegetación secundaria	+/-
Proporción de áreas agrícolas	pagro	Proporción de áreas agrícolas	+/-
<b>Presas potenciales</b>			
Distancia a cuerpos de agua	Distagua	Distancia más cercana a cuerpos de agua perennes	-/+
Distancia a presas	Distpres	Distancia a sitios donde se encuentran las presas	-/+
IAR venado cola blanca	IARov	Índice de abundancia relativa de venado cola blanca	+/+
IAR pecari de collar	IARpt	Índice de abundancia relativa de pecarí de collar	+/+
IAR aves	IARave	Índice de abundancia relativa de aves	+/+
IAR roedores	IARroed	Índice de abundancia relativa de roedores	+/+
<b>Antropogénicas</b>			
Distancia ANP	Distanp	Distancia más cercana a ANP	-/+
Distancia a localidades	Distloc	Distancia más cercana a localidades y caseríos dispersos	-/-
Distancia a caminos	Distcam	Distancia a caminos y carreteras	-/-
Presencia de perros	clu	Presencia de perros en sitio	+/-
Presencia de ganado	gan	Presencia de ganado en sitio	+/-
Presencia de humanos	hs	Presencia de personas en sitio	+/-

Para el análisis, se seleccionaron aquellas covariables sin colinealidad, es decir, aquellas que no presentaron autocorrelación entre ellas, ya que afecta negativamente la precisión de las estimaciones (Vittinghoff et al., 2005). Por ende, se aplicó una prueba de factor de inflación de la

varianza (VIF) del programa SAS University Edition 3.8; así, las covariables con valores menores a 5 fueron variables sin autocorrelación (Booker, 2016). En consecuencia, de las 22 covariables registradas, se seleccionaron, por no presentar autocorrelación, 10 asociadas con los carnívoros grandes o depredadores tope (esto es, carnívoros en la cima de la cadena trófica) y 11 con los carnívoros pequeños (carnívoros con un peso de 4 a 20kg) o mesodepredadores (Servín, 2013; Wallach et al., 2015). A partir de tales criterios se conformaron dos grupos que compartieron el mismo valor de VIF para cada covariable: 1) los depredadores ápex, que incluyeron a *P. onca* y *P. concolor* (cuadro 2) y 2) los mesodepredadores, que incluyeron a *Leopardus wiedii*, *Eira barbara*, *Conepatus leuconotus*, *Mephitis macroura*, *Spilogale gracilis*, *Procyon lotor*, *Bassariscus astutus* y *Urocyon cinereoargenteus* (cuadro 3).

Cuadro 2. Factor de inflación de la varianza de las covariables seleccionadas para el análisis de ocupación de depredadores ápex.

Covariable	Factor de inflación de la varianza			
	Abreviación	Tipo	<i>P.onca</i>	<i>P.concolor</i>
<b>Presencia de perros</b>	clu	Catagórica	2.54	2.62
<b>Presencia de ganado</b>	gan	Catagórica	1.70	1.66
<b>Pendiente</b>	Pendiente	Continuo	1.53	1.67
<b>Aspecto</b>	Aspecto	Continuo	2.15	2.60
<b>Distancia a localidades</b>	Distloc	Continuo	2.96	2.89
<b>Distancia a caminos</b>	Distcam	Continuo	1.46	1.61
<b>Distancia a presas</b>	Distpres	Continuo	2.05	1.96
<b>Vegetación secundaria</b>	sec	Catagórica	2.12	2.19
<b>Proporción de vegetación primaria</b>	pprim	Continuo	2.39	2.41
<b>IAR pecarí de collar</b>	IARpt	Continuo	1.80	-
<b>IAR venado cola blanca</b>	IARov	Continuo	-	1.97

Cuadro 3. Factor de inflación de la varianza de las covariables seleccionadas para el análisis de ocupación de los mesodepredadores.

Covariable	Factor de inflación de la varianza		
	Abreviación	Tipo	Mesodepredadores
<b>Presencia de perros</b>	clu	Categórica	4.82
<b>Presencia de ganado</b>	gan	Categórica	1.60
<b>Altitud</b>	Altitud	Continuo	4.13
<b>Aspecto</b>	Aspecto	Continuo	1.58
<b>índice de rugosidad del terreno</b>	TRI	Continuo	1.82
<b>Distancia a caminos</b>	Distcam	Continuo	1.42
<b>Distancia a presas</b>	Distpres	Continuo	2.20
<b>Vegetación secundaria</b>	sec	Categórica	4.19
<b>Proporción de vegetación primaria</b>	pprim	Continuo	3.47
<b>IAR aves</b>	IARave	Continuo	3.43
<b>IAR roedores</b>	IARroed	Continuo	4.11

### Análisis estadístico

La construcción de modelos con base en observaciones de procesos estocásticos permite realizar estimaciones de la ocupación y detección, así como identificar posibles relaciones de estos parámetros con características del hábitat o del ambiente, medidas durante el muestreo (Mackenzie et al., 2006). Para realizar las estimaciones, tanto de la probabilidad de ocupación como de detección, se emplearon estimaciones de máxima verosimilitud (MLE), que permiten encontrar la distribución que mejor se ajusta a los datos obtenidos, en este caso con una probabilidad de detección específica por muestreo (Mackenzie et al., 2006).

La probabilidad de ocupación ( $\Psi_i$ ), es la probabilidad de que una especie esté presente en el sitio  $i$  y la probabilidad de detección ( $P_{it}$ ), es la probabilidad de que una especie sea detectada en el sitio  $i$  en el tiempo  $t$ , dada su presencia (Mackenzie et al., 2002). A partir de los registros de presencia/ausencia de los mamíferos carnívoros, mediante las cámaras-trampa, se realizó un análisis de ocupación de estación única en el área ribereña y de otra en la no ribereña (Mackenzie

et al., 2002; Massara et al., 2018). Se aplicó una estimación basada en modelos de máxima verosimilitud con probabilidad de detección específica por muestreo, con ocupación y detección modeladas por covariables (Mackenzie et al., 2002, 2006), la cual se representa con la siguiente fórmula:

$$\hat{\Psi}_{MLE} = \frac{S_D}{S\hat{p}_{MLE}^*} \cdot \quad p_{MLE}^* = 1 - \prod_{j=1}^K (1 - \hat{p}_{j,MLE}), \quad \tilde{p}_{j,MLE} = \frac{\hat{p}_{j,MLE}}{1 - \prod_{i=1}^K (1 - \hat{p}_{i,MLE})} = \frac{S_j}{S_D} \cdot$$

Donde:

$\Psi_{MLE}$ : Probabilidad de ocupación.

$S_D$ : Número de sitios donde la especie fue detectada al menos una vez en el tiempo j, durante los k muestreos.

$S_j$ : Número de sitios donde la especie detectada durante el tiempo j.

$\rho_{MLE}^*$ : Probabilidad estimada de detectar a la especie al menos una vez durante el muestreo.

$\rho_{MLE}$ : Fracción de los muestreos realizados en el tiempo j donde la especie fue eventualmente detectada (Mackenzie et al., 2006).

Para modelar tanto la probabilidad de ocupación como la probabilidad de detección mediante covariables, primero se estandarizaron las covariables continuas a una distribución de Z, lo que permite obtener estimaciones precisas del parámetro cuando los valores medios de las covariables son muy pequeños o muy grandes o cuando su rango se encuentra en varios niveles de magnitud (Donovan & Hines, 2007). Posteriormente, se aplicó la función logit aplicando el logaritmo natural a los valores de  $\Psi$  o  $\rho$ ; este procedimiento, convierte la probabilidad de ocupación o detección en posibilidades que van de menos infinito a más infinito, y tiene el propósito de que dichos valores puedan ser usados en una regresión logística mediante un modelo lineal aditivo, y finalmente vuelven a ser transformados a probabilidad a través de un anti-logit (Donovan & Hines, 2007). Esta operación se representa mediante la fórmula siguiente:

$$\text{logit}(\psi_i) = \beta_0 + \beta_1 x_{i1} + \beta_2 x_{i2} + \dots + \beta_u x_{iu}$$

$$\text{logit}(p_{ij}) = \beta_0 + \beta_1 x_{i1} + \dots + \beta_u x_{iu} + \beta_{u+1} y_{ij1} + \dots + \beta_{u+v} y_{ijv}$$

Donde:

Logit ( $\Psi_i$ ): probabilidad de que un sitio  $i$  este ocupado en función de las covariables.

U: covariables

$\beta_0$ : intercepción o constante

$\beta_u$ : Coeficiente de regresión por covariable.

$X_i$ = covariables constantes

$Y_i$ = covariables específicas

$j$ = Muestreo

logit( $p_{ij}$ ): probabilidad de detección de un sitio  $i$  en el muestreo  $j$  en función de las covariables (Mackenzie et al., 2006).

Las covariables empleadas para la probabilidad de ocupación fueron aquellas que se mantuvieron constantes durante el muestreo, mientras que para la probabilidad de detección se utilizaron las que presentaron variación durante los muestreos (Mackenzie et al., 2006).

Los principales supuestos del modelo de ocupación son los siguientes: que los sitios deben ser cerrados a cambios en ocupación, que la probabilidad de ocupación es constante entre sitios o modelada por covariables, que la probabilidad de detección entre sitios es independiente o es modelada por covariables específicas del sitio por muestreo y que la detección de las especies y sus historias de detección son independientes entre sitios (Mackenzie et al., 2006). Se asume que estos supuestos se cumplen al tener una distancia entre cámaras-trampa que asegura la independencia de las historias de detección, una duración del muestreo que asegura una población cerrada y covariables para modelar la probabilidad de detección y ocupación (Cove et al., 2013).

Para cada especie se construyeron modelos globales, lo que permitió estimar sobre-dispersión que implica una varianza superior a la esperada (Mackenzie et al., 2006), y la bondad del ajuste de los datos. Para tal fin se empleó el estadístico de *chi-cuadrada* de Pearson, en el que si  $c^{\wedge}=1$  los datos se ajustan adecuadamente, si  $c^{\wedge}<1$  existe sub-dispersión y si  $c^{\wedge}>1$  hay sobre-dispersión (Booker, 2016). Si  $c^{\wedge}\leq 1$ , los modelos subsecuentes no presentarán sub-dispersión; en caso contrario, se procedió a realizar ajustes de sobre-dispersión en los análisis.

Una vez estimadas la probabilidad de ocupación y la detección, los valores de AIC (Akaike Information Criterion) se emplearon para clasificar los modelos y calcular su peso de Akaike ( $\omega_i$ ); posteriormente, se seleccionaron aquellos modelos con los valores de  $\Delta AIC < 2$  y que se encontraran en el conjunto de modelos con un peso acumulado de 0.90 (Burnham y Anderson, 2002; Cheyne et al., 2016; Mackenzie et al., 2006). El tipo de relación entre los modelos y su significancia se calculó a partir de los valores de beta transformada ( $\beta$ ), del que se obtuvieron los intervalos de confianza con 95% de confianza (Donovan y Hines, 2007). Los cálculos del análisis de ocupación fueron realizados en el programa de PRESENCE 12.31.

## RESULTADOS

Con un esfuerzo de muestreo de 715 noches-trampa en los 16 sitios de muestreo, se detectaron 10 especies de mamíferos carnívoros. De estos, dos especies fueron consideradas como depredadores tope: el jaguar y el puma, y ocho como mesodepredadores: el cacomixtle, el mapache, el tigrillo, el viejo de monte, zorra gris; el zorrillo listado sureño, el zorrillo manchado y el zorrillo real. Todas las especies estuvieron presentes en el estrato no ribereño, mientras en el estrato ribereño únicamente se registraron cuatro especies (*B. astutus*, *M. macroura*, *P. lotor*, y *U. cinereoargenteus*).

Los modelos globales para cada especie del estrato no ribereño mostraron subdispersión de los datos; es decir, tuvieron menor variación a la esperada ( $c^2 < 1$ ). De las 10 especies, tres (*L. wiedii*, *C. leuconotus* y *P. lotor*; cuadro 4) tuvieron los valores más cercanos a uno lo que sugiere que sus modelos globales fueron los que mejor describieron los datos, en comparación con los del resto de las especies.

Cuadro 4. Prueba de *Chi-cuadrada* de Pearson, valor de P y parámetro de sobredispersión ( $c^{\wedge}$ ) de modelos globales de mamíferos carnívoros de zonas no ribereñas.

Especie	Modelo	$\chi^2$	p	$C^{\wedge}$
<i>P. onca</i>	$\psi(\text{global}),p(\text{días})$	958.46	0.94	0.00
<i>P. concolor</i>	$\psi(\text{global}),p(\text{días})$	35.36	0.61	0.00
<i>L. wiedii</i>	$\psi(\text{global}),p(\text{oper})$	13.93	0.31	<b>0.73</b>
<i>E. barbara</i>	$\psi(\text{global}),p(\text{días})$	13.93	0.66	0.00
<i>C. leuconotus</i>	$\psi(\text{global}),p(\text{oper})$	90.23	0.50	<b>0.76</b>
<i>M. macroura</i>	$\psi(\text{global}),p(\text{días})$	187.69	0.96	0.00
<i>S. gracilis</i>	$\psi(\text{global}),p(\text{días})$	310.46	0.90	0.00
<i>P. lotor</i>	$\psi(\text{global}),p(\text{oper})$	13.93	0.24	<b>0.80</b>
<i>B. astutus</i>	$\psi(\text{global}),p(\text{días})$	7069.49	0.73	0.00
<i>U. cinereoargenteus</i>	$\psi(\text{global}),p(\text{oper}+\text{días})$	14497.54	0.97	0.00

Asimismo, en el estrato ribereño, los modelos globales presentaron subdispersión de datos ( $c^{\wedge} < 1$ ) (Cuadro 5). Por consiguiente, los modelos restantes de cada especie, en ambos estratos, presentaron subdispersión de los datos.

Cuadro 5. Prueba de *Chi-cuadrada* de Pearson, valor de P y parámetro de sobredispersión ( $c^{\wedge}$ ) de modelos globales de mamíferos carnívoros de zonas ribereñas.

Especie	Modelo	$\chi^2$	p	$C^{\wedge}$
<i>M. macroura</i>	$\psi(\text{global}),p(\text{días})$	116.61	0.90	0.00
<i>P. lotor</i>	$\psi(\text{global}),p(\text{días})$	19.37	0.65	0.00
<i>B. astutus</i>	$\psi(\text{global}),p(\text{obs}+\text{cámara})$	849.34	0.63	0.00
<i>U. cinereoargenteus</i>	$\psi(\text{global}),p(\text{días})$	314.01	0.97	0.00

La covariable de *número de días que las cámaras estuvieron activas* fue la que tuvo un mayor efecto en la detectabilidad de las especies del estrato no ribereño, excepto para dos especies. Así, en *C. leuconotus* influyó más la operatividad de la cámaras-trampa, mientras que en *U.*

*cinereoargenteus* fue afectada por el número de días y por la operatividad de las cámaras-trampa (Cuadro 6).

En el estrato no ribereño *la distancia de los sitios a los caminos* fue la variable más importante seleccionada por los modelos de ocupación (cuadro 6); el viejo de monte mostró una relación negativa ( $\beta=-47.8$ ), mientras que la zorra gris y el zorrillo listado sureño tuvieron relación positiva ( $\beta=6.3$ ,  $\beta=1366.6$ , respectivamente).

La exposición de la pendiente, la distancia a sitios de presas, la proporción de vegetación primaria y la abundancia relativa de presas de cada mamífero carnívoro, fueron las variables que siguieron en importancia después de la distancia a caminos (cuadro 6). La exposición de la pendiente influyó positivamente en el jaguar ( $\beta=98.7$ ) y el puma ( $\beta=1943.4$ ). La distancia a sitios de presas se relacionó positivamente con el jaguar ( $\beta=126.3$ ) y el viejo de monte ( $\beta=17.6$ ). La proporción de vegetación primaria se relacionó negativamente con el zorrillo real ( $\beta=-506.1$ ) y positivamente con el cacomixtle ( $\beta=75.14$ ). La abundancia relativa de presas de roedores y aves influyó de manera positiva tanto para el zorrillo manchado ( $\beta=56.2$ ) como para la zorra gris ( $\beta=252.4$ ).

La pendiente, el índice de rugosidad y la altitud fueron las variables menos seleccionadas por los modelos de ocupación (Cuadro 6). La pendiente influyó positivamente en el puma ( $\beta=30.5$ ), al igual que el índice de rugosidad en el cacomixtle ( $\beta=57.4$ ) y la altitud en el zorrillo manchado ( $\beta=21.2$ ).

Cuadro 6. Modelos de ocupación de mamíferos carnívoros de zonas no ribereñas seleccionados de acuerdo a  $\Delta AIC$ .

Especie	Modelo	AIC	$\Delta AIC$	Wi	K	-2*LL	Est. Psi	Est. P
	P(días)							
<i>P. onca</i>	$\psi(\text{aspecto})$	32.63	0	0.29	4	24.63	0.5 $\pm$ 0.53*	0.12 $\pm$ 0.05
	$\psi(\text{distpres})$	33.79	1.16	0.16	4	25.79	0.5 $\pm$ 0.53*	0.10 $\pm$ 0.05
	$\psi(.)$	34.29	1.66	0.13	2	30.29	0.4	0.11
	$\psi(\text{aspecto}+\text{distpres})$	34.63	2	0.11	5	24.63	0.38 $\pm$ 0.52*	0.12 $\pm$ 0.05
<i>P. concolor</i>	P(días)	AIC	$\Delta AIC$	Wi	K	-2*LL	Est. Psi	Est. P
	$\psi(.)$	14.85	0	0.21	2	10.85	1	0.01 $\pm$ 0.01

	$\psi$ (pendiente)	15.2	0.35	0.18	4	7.2	0.13±0.35*	0.07±0.07
	$\psi$ (aspecto)	15.2	0.35	0.18	4	7.2	0.13±0.35*	0.07±0.13
<i>L. wiedii</i>	<b>P(.)</b>	<b>AIC</b>	<b><math>\Delta</math>AIC</b>	<b>Wi</b>	<b>K</b>	<b>-2*LL</b>	<b>Est. Psi</b>	<b>Est. P</b>
	$\psi$ (.)	14.79	0	0.27	2	10.79	0.24	0.07
<i>E. barbara</i>	<b>P(días)</b>	<b>AIC</b>	<b><math>\Delta</math>AIC</b>	<b>Wi</b>	<b>K</b>	<b>-2*LL</b>	<b>Est. Psi</b>	<b>Est. P</b>
	$\psi$ (distcam)	13.41	0	0.22	4	5.41	0.24±0.44*	0.17±0.15
	$\psi$ (distpres)	13.41	0	0.22	4	5.41	0.13±0.35*	0.17±0.16
	$\psi$ (.)	14.85	1.44	0.11	2	10.85	1	0.01
	$\psi$ (distcam+distpres)	15.41	2	0.08	5	5.41	0.13±0.35*	0.17±0.15
<i>C. leuconotus</i>	<b>P(oper)</b>	<b>AIC</b>	<b><math>\Delta</math>AIC</b>	<b>Wi</b>	<b>K</b>	<b>-2*LL</b>	<b>Est. Psi</b>	<b>Est. P</b>
	$\psi$ (pprim)	26.55	0	0.41	6	14.55	0.63±0.52	0.21±0.11
<i>M. macroura</i>	<b>P(días)</b>	<b>AIC</b>	<b><math>\Delta</math>AIC</b>	<b>Wi</b>	<b>K</b>	<b>-2*LL</b>	<b>Est. Psi</b>	<b>Est. P</b>
	$\psi$ (distcam)	27.07	0	0.42	4	19.07	0.25±0.46*	0.1±0.05
<i>S. gracilis</i>	<b>P(días)</b>	<b>AIC</b>	<b><math>\Delta</math>AIC</b>	<b>Wi</b>	<b>K</b>	<b>-2*LL</b>	<b>Est. Psi</b>	<b>Est. P</b>
	$\psi$ (altitud)	19.48	0	0.24	4	11.48	0.13±0.35*	0.14±0.09
	$\psi$ (IARroed)	19.48	0	0.24	4	11.48	0.13±0.35*	0.14±0.09
	$\psi$ (.)	20.74	1.26	0.13	2	16.74	0.19±0.00	0.11±0.10
	$\psi$ (altitud+IARroed)	21.48	2	0.09	5	11.48	0.13±0.35*	0.14±0.09
<i>P. lotor</i>	<b>P(.)</b>	<b>AIC</b>	<b><math>\Delta</math>AIC</b>	<b>Wi</b>	<b>K</b>	<b>-2*LL</b>	<b>Est. Psi</b>	<b>Est. P</b>
	$\psi$ (.)	14.79	0	0.27	2	10.79	0.24	0.07±0.24
<i>B. astutus</i>	<b>P(días)</b>	<b>AIC</b>	<b><math>\Delta</math>AIC</b>	<b>Wi</b>	<b>K</b>	<b>-2*LL</b>	<b>Est. Psi</b>	<b>Est. P</b>
	$\psi$ (TRI+pprim)	41.49	0	0.24	5	31.49	0.25±0.46*	0.25±0.08
	$\psi$ (TRI+pprim+IARroed)	43.49	2	0.09	6	31.49	0.25±0.46	0.25±0.08
	$\psi$ (TRI+pprim+gan)	43.49	2	0.09	6	31.49	0.25±0.46	0.25±0.08
<i>U. cinereoargenteus</i>	<b>P(oper+días)</b>	<b>AIC</b>	<b><math>\Delta</math>AIC</b>	<b>Wi</b>	<b>K</b>	<b>-2*LL</b>	<b>Est. Psi</b>	<b>Est. P</b>
	$\psi$ (distcam)	91.33	0	0.44	7	77.33	0.66±0.43	0.35±0.18
	$\psi$ (IARave)	93.03	1.7	0.19	7	79.03	0.63±0.40*	0.36±0.17

Nota: Wi: peso AIC, K: número de parámetros, -2\*LL: log like, Est. Psi: estimación ocupación, Est. P: estimación detectabilidad, asterisco \* indica una relación significativa entre ocupación y covariables modeladas.

En el estrato ribereño el número de días fue la principal covariable que influyó en la detectabilidad de las especies, excepto en el caso del cacomixtle, cuya detectabilidad se afectó por la operatividad de las cámaras-trampa (Cuadro 7).

En el estrato ribereño, la exposición de la pendiente y la abundancia relativa de presas fueron las variables más importantes seleccionadas en los modelos de ocupación (Cuadro 7). La exposición de la pendiente se relacionó positivamente con el zorrillo listado sureño ( $\beta=3.5$ ) y negativamente con el mapache ( $\beta=-167$ ). Por otra parte, la abundancia relativa de presas se relacionó positivamente con el mapache ( $\beta=59.3$ ), mientras que para la zorra gris, su ocupación tuvo una relación positiva con la abundancia relativa de aves ( $\beta=726.77$ ) y negativa con la abundancia relativa de roedores ( $\beta=-681.5$ ).

Las covariables de altitud, distancia a caminos, presencia de ganado, proporción de vegetación primaria, presencia de vegetación secundaria y presencia de perros fueron seleccionadas sólo una vez en los modelos de ocupación (Cuadro 7). La altitud se relacionó de manera negativa con la ocupación del mapache ( $\beta=-309.3$ ) al igual que la distancia a caminos ( $\beta=-102.2$ ). La presencia de ganado y la proporción de vegetación secundaria se relacionaron de manera negativa con la ocupación del cacomixtle ( $\beta=-69.5$ ,  $\beta=-56.6$ , respectivamente). La presencia de vegetación secundaria y de perros se relacionaron de manera positiva con la ocupación de la zorra gris ( $\beta=99.1$ ,  $\beta=69.2$ , respectivamente).

Cuadro 7. Modelos de ocupación de mamíferos carnívoros de zonas ribereñas seleccionados de acuerdo con  $\Delta AIC$ .

Especie	Modelo		AIC	$\Delta AIC$	Wi	K	-2*LL	Est. Psi	Est. P
	P(días)								
<i>M. macroura</i>	$\psi(.)$		18.93	0	0.27	2	14.93	0.21	0.18 $\pm$ 0.14
	$\psi(\text{aspecto})$		20.85	1.92	0.10	4	12.85	0.18 $\pm$ 0.24	0.21 $\pm$ 0.15
<i>P. lotor</i>	<b>P(días)</b>		<b>AIC</b>	<b><math>\Delta AIC</math></b>	<b>Wi</b>	<b>K</b>	<b>-2*LL</b>	<b>Est. Psi</b>	<b>Est. P</b>
	$\psi(\text{altitud})$		14.03	0.00	0.11	4	6.03	0.25 $\pm$ 0.46	0.13 $\pm$ 0.11
	$\psi(\text{aspecto})$		14.03	0.00	0.11	4	6.03	0.38 $\pm$ 0.52*	0.13 $\pm$ 0.11
	$\psi(\text{IARave})$		14.03	0.00	0.11	4	6.03	0.25 $\pm$ 0.46	0.13 $\pm$ 0.12
	$\psi(\text{distcam})$		14.03	0.00	0.11	4	6.03	0.25 $\pm$ 0.46*	0.13 $\pm$ 0.12
	$\psi(.)$		14.24	0.21	0.10	2	10.24	1.00 $\pm$ 0.00	0.02 $\pm$ 0.02
<i>B. astutus</i>	<b>P(oper)</b>		<b>AIC</b>	<b><math>\Delta AIC</math></b>	<b>Wi</b>	<b>K</b>	<b>-2*LL</b>	<b>Est. Psi</b>	<b>Est. P</b>
	$\psi(\text{gan})$		57.05	0	0.15	9	39.05	0.88 $\pm$ 0.35*	0.52 $\pm$ 0.11
	$\psi(\text{pprim})$		57.05	0	0.15	9	39.05	0.63 $\pm$ 0.52*	0.52 $\pm$ 0.17
	$\psi(\text{gan+pprim})$		59.05	2	0.05	10	39.05	0.88 $\pm$ 0.35*	0.52 $\pm$ 0.10
<i>U. cinereoargenteus</i>	<b>P(días)</b>		<b>AIC</b>	<b><math>\Delta AIC</math></b>	<b>Wi</b>	<b>K</b>	<b>-2*LL</b>	<b>Est. Psi</b>	<b>Est. P</b>
	$\psi(\text{IARave+IARroed})$		30.04	0	0.11	5	20.04	0.50 $\pm$ 0.53*	0.78 $\pm$ 0.10
	$\psi(\text{IARave+clu})$		30.04	0	0.11	5	20.04	0.50 $\pm$ 0.53*	0.78 $\pm$ 0.10
	$\psi(\text{IARave+sec})$		30.04	0	0.11	5	20.04	0.50 $\pm$ 0.53*	0.78 $\pm$ 0.10
	$\psi(\text{sec+clu})$		30.04	0	0.11	5	20.04	0.50 $\pm$ 0.53*	0.78 $\pm$ 0.10

Nota: Wi: peso AIC, K: número de parámetros, -2\*LL: log like, Est. Psi: estimación ocupación, Est. P: estimación detectabilidad, asterisco \* indica una relación significativa entre ocupación y covariables modeladas.

## DISCUSIÓN

### Detectabilidad de mamíferos en los estratos ribereño y no ribereño

La probabilidad de detección de una especie depende de su abundancia, comportamiento, tipo de hábitat, de las condiciones climáticas, el uso de atrayente y del diseño de muestreo (Burton et al., 2015; Si et al., 2014).

El número de días fue la covariable que más influyó en la detectabilidad de las especies registradas en ambos estratos, ya que, para obtener una probabilidad de detección óptima (es

decir, exacta y precisa) de cada especie, el número de días de muestreo depende del comportamiento y hábitos de la misma (O'Connor et al., 2017; Shannon et al., 2014; Si et al., 2014). Para la zorra gris y el zorrillo real en el estrato no ribereño y el cacomixtle en el estrato ribereño, la detectabilidad se vio afectada por la operatividad de las cámaras-trampa, pues cada cámara fue de diferente modelo y antigüedad, por lo que accionaron sus mecanismos a una velocidad de disparo o sensibilidad diferente; por ende, es probable que no se haya registrado a todos los individuos que deambularon por la zona (Dechner et al., 2018; Weingarth et al., 2013).

### **Ocupación de depredadores topes**

La exposición de la pendiente y la pendiente afectaron la ocupación del jaguar y puma; estas variables pueden influir, por ejemplo, en la selección de sitios de depredación por parte del jaguar (Rosas-Rosas et al., 2010) o en la ocupación estacional del puma (Bender et al., 2017). Es decir, ambas variables influyen en la ecología de los depredadores, ya que tienen un efecto directo en las condiciones del microhábitat (por ejemplo, riqueza, densidad y diversidad vegetal) presente en un sitio determinado (Desta et al., 2004; Måren et al., 2015); asimismo, producen condiciones que favorecen a los depredadores para el acecho de sus presas desde sitios de cobertura, que a su vez, son fuentes de alimento o cobertura de las presas (Rosas-Rosas et al., 2010). La pendiente es usada por algunos depredadores corredores para visualizar y cazar (Torretta et al., 2018). Esto sugiere que la exposición de la pendiente y la pendiente influyen indirectamente en la selección de sitios de caza o cobertura que ocupa el jaguar y el puma, así como en la presencia y abundancia de sus presas.

La distancia a sitios donde se registraron presas tuvo una relación con la ocupación del jaguar; esta variable es una medida indirecta del efecto de las presas en la ecología de los depredadores. Los resultados del presente estudio, reiteran, por lo tanto, la idea de que la ocupación del jaguar es una función de la presencia de presas, la cual también fue abordada por Booker (2016) para el caso de la ocupación del puma y jaguar, llegando a conclusiones similares. No obstante, en otras áreas se ha relacionado no sólo con la presencia, sino también con el movimiento de las presas (Zeller et al., 2011).

De los dos depredadores tope, el jaguar fue el más registrado en las cámaras-trampa, a pesar de que el puma pudiese ser más abundante debido a su plasticidad, principalmente de la dieta (Rosas-Rosas y Núñez-Pérez, 2014); por consiguiente, en la región hidalguense del corredor

puede haber una diferenciación en el nicho trófico entre ambos felinos o dependiendo de las condiciones del sitio (Hernández-SaintMartín et al., 2015; Núñez et al., 2000; Rueda et al., 2013), de su patrón de actividad o su territorio (Foster et al, 2010; Rueda et al., 2013).

Una causa de la baja detección de pumas en el área de estudio pudo ser su merma debida a la cacería. Por ejemplo, en localidades cercanas al área de estudio Rojas-Martínez y Soriano (2018) detectaron una percepción negativa hacia los pumas, ya que son vistos como un peligro para el ganado y las personas, aunque no hay ataques registrados. Por ende, estos felinos son eliminados tan pronto como son vistos cerca de las comunidades (Rosas-Rosas et al., 2003), a pesar de que los ataques a ganado son poco frecuentes, usualmente solo cuando hay una baja disponibilidad de presas naturales (Gómez-Ortiz y Monroy-Vilchis, 2013; Rosas-Rosas et al., 2003; Rosas-Rosas et al., 2008).

En el presente estudio, jaguar y puma fueron registrados sólo en el estrato no ribereño; aunque se ha reportado al jaguar usando zonas ribereñas para cazar (Rosas-Rosas et al., 2010) y para su desplazamiento (Bender et al., 2017). Por lo tanto, la falta de detección de ambos felinos en el estrato ribereño pudo deberse también al mal funcionamiento de algunas cámaras (Weingarth et al., 2013).

### **Ocupación del tigrillo**

Ninguna de las covariables tuvo un buen ajuste a los datos de ocupación del tigrillo. Y, aunque hubo variables que se ajustaron medianamente a los datos y tienen similitud con trabajos sobre distribución de esta especie (Martínez-Calderas et al., 2016), con base a los resultados del presente estudio posiblemente otras variables no consideradas pudieron haber explicado mejor la ocupación del tigrillo, como la densidad de la cobertura vegetal.

La baja detección de esta especie pudo estar relacionado con sus hábitos arbóreos (usa árboles como refugio o para cazar), por lo que requieren de cobertura vegetal densa y, por ende, es considerada una especie sensible a la deforestación y pérdida de hábitat (Carvajal-Villarreal et al., 2012; Martínez-Calderas et al., 2016).

### **Ocupación del viejo de monte**

Esta fue influenciada por la distancia a caminos y a sitios de presas. Si bien los caminos dificultan el movimiento de la fauna silvestre y son un factor de mortalidad, sus características

(p. ej., el tipo de camino y su ancho) determinarán el tipo de especies que puedan cruzarlo (Shi et al., 2018). En este estudio, el viejo de monte fue registrado en una barranca con vegetación secundaria y cobertura vegetal relativamente densa, cercana a un camino estrecho, sinuoso y de terracería, lo que sugiere que los caminos en malas condiciones no afectan la ocupación del viejo de monte. Se ha reportado que el viejo de monte tiene cierta tolerancia a la perturbación de su hábitat, pues aprovechan las parcelas de los cultivos para cazar (Cove et al., 2014; Massara et al., 2016), y se le puede encontrar tanto en vegetación primaria (Springer, 2018), como secundaria (Michalski et al., 2006). Por lo tanto, es considerada una especie generalista, aunque, se han documentado ciertas tendencias arbóreas y el uso de zonas boscosas densas para alimentarse y refugiarse (Goulart et al., 2009; Michalski et al., 2006; Presley, 2000).

El viejo de monte es un depredador que persigue y caza a sus presas principalmente en los árboles (Presley, 2000), por lo que su ocupación en el corredor biológico en Hidalgo se ve aparentemente afectada, en parte, por la presencia de presas dentro de su área de desplazamiento. Así mismo, se le ha registrado en barrancas (Aguilar-López et al., 2015; Morales García et al., 2016), las cuales pueden estar usando para desplazarse en hábitats perturbados. A pesar de ser generalistas, se ha reportado que la densidad de la cobertura vegetal es importante para esta especie (Goulart et al., 2009; Michalski et al., 2006; Springer, 2018), por lo que es necesario evaluar si tiene preferencia por hábitats con cobertura vegetal densa.

#### Ocupación del zorrillo machado

La ocupación del zorrillo manchado estuvo relacionada con la altitud y el índice de abundancia relativa de roedores. La altitud está ligada a cambios en la composición vegetal (Tian et al., 2019) y al clima (Carey y Kershner, 1996); sin embargo, debido a que se tuvieron registros escasos de esta especie, no se puede afirmar que su ocupación está restringida a una elevación específica. Por otra parte, Carey y Kershner (1996) observaron una asociación entre esta especie y la altitud, lo que sugiere que esta puede estar relacionada con la presencia de variables importantes, por ejemplo, la densidad de cobertura vegetal como refugio contra depredadores (Doty y Dowler, 2006).

La abundancia relativa de roedores es importante para el zorrillo, pues a pesar de ser una especie principalmente insectívora, se ha observado que también consume roedores pequeños, particularmente en ciertas estaciones (Neiswenter et al., 2010). Por lo tanto, posiblemente, la

abundancia de roedores en condiciones óptimas puede influir en su desplazamiento; además, requiere de cobertura vegetal densa para cazar a sus presas y refugiarse (Neiswenter y Dowler, 2007).

#### Ocupación de especies generalistas

El zorrillo real, el zorrillo listado sureño, el mapache, el cacomixtle y la zorra gris son considerados como especies oportunistas, capaces de aprovechar los recursos de áreas muy perturbadas por las actividades humanas (Castellanos-Morales, et al., 2009; Deuel et al., 2017; Drago y Sheffield, 2009; Espinoza-Garcia et al., 2015; Hwang y Larivière, 2001; Villalobos Escalante et al., 2014). En este estudio, estos mesodepredadores fueron detectados en ambos estratos, excepto el zorrillo real, lo que sugiere que el estrato ribereño pudiera estar más perturbado que el no ribereño, ya que sólo estuvo ocupado por especies generalistas.

Se ha observado que la ocupación de estos mesodepredadores generalistas puede verse afectada por la distancia a caminos, como en el zorrillo listados sureño, el mapache y la zorra gris (Espinoza-Garcia et al., 2015; Shi et al., 2018; Villalobos Escalante et al., 2014) o por la exposición de la pendiente (Måren et al., 2015). También, que la abundancia de presas como roedores y aves influye en la ocupación de la zorra gris, el cacomixtle y el mapache, ya que pueden aprovechar una gran variedad de recursos alimentarios (Castellanos-Morales et al., 2009; Lotze y Anderson, 1979). Sin embargo, a pesar de ser especies euritópicas, su ocupación puede verse afectada negativamente por la presencia de ganado, como en el caso del cacomixtle (Tian et al., 2019) o por la presencia de perros, como en la zorra gris (Zapata-Ríos y Branch, 2018).

### **IMPLICACIONES DE MANEJO**

Una de las principales causas de perturbación en el área de estudio es el mal manejo del ganado. Por ejemplo, durante el periodo de estudio se observó al ganado libre, sobre todo en la zona ribereña, sin ningún cuidado y en condiciones precarias de nutrición, ya que hay poco alimento disponible, lo que los hace más susceptibles de depredación (Rosas-Rosas et al., 2008). Por lo tanto, se propone capacitar a los ganaderos en aspectos de nutrición de ganado, la capacidad de carga óptima y en manejo del hábitat, para generar sitios de pastoreo que no afecten a la fauna silvestre y su hábitat; además, se sugiere dar talleres de prevención de depredaciones al ganado.

Otro problema importante en el área de estudio es la presencia de perros ferales, que han atacado al ganado y son una amenaza para las personas de la comunidad; de igual manera, los perros

ferales son depredadores de fauna silvestre y competidores de algunos mamíferos carnívoros silvestres (Zapata-Ríos & Branch, 2018). Por lo tanto, se sugiere dar talleres a propietarios de mascotas sobre los cuidados que se deben tener con perros y gatos, y los riesgos potenciales para la fauna silvestre y para su seguridad. Como último recurso se sugiere el control letal de los perros ferales.

En la zona ribereña, además del uso ganadero, se observó el uso de pozas de agua y partes del río como áreas recreativas para la comunidad; por consiguiente, se sugiere que se tomen medidas para permitir que la fauna silvestre pueda usar los recursos disponibles, tanto en las áreas recreativas como a lo largo del resto de la zona ribereña.

En la zona no ribereña se sugiere colocar bebederos para la fauna silvestre lejos de áreas donde haya ganado, para evitar posibles conflictos; además, mejorar el hábitat de las principales presas del puma y del jaguar. También se deben proteger y conservar aquellos parches de hábitat con vegetación primaria y en caso de ser necesario restaurar la cobertura vegetal.

Finalmente, debido a que el venado cola blanca, el pecarí de collar y varias especies pequeñas son sujetas a caza de subsistencia, aunque en pocos casos como trofeos, se deben establecer planes de manejo y aprovechamiento, para que sean actividades sustentables que no comprometan su densidad y disponibilidad para los depredadores.

## **CONCLUSIONES**

En el estrato no ribereño se registró una riqueza mayor de mamíferos carnívoros en comparación con el ribereño. Asimismo, se observó una ocupación mayor del estrato no ribereño en todas las especies, con excepción del mapache y cacomixtle que lo hicieron en el estrato ribereño.

Nuestros resultados proponen que los depredadores tope (esto es, jaguar y puma) ocupan sitios perturbados en función, principalmente, de la presencia, disponibilidad y abundancia de sus presas. Por otra parte, el tigrillo, el viejo de monte y el zorrillo manchado son sensibles, fundamentalmente, a la densidad de la vegetación, mientras que el resto de mesodepredadores son generalistas que pueden ocupar hábitats perturbados, aunque ante condiciones óptimas muestran preferencias por hábitats más íntegros.

Una mayor ocupación del jaguar, el puma, el tigrillo, el viejo de monte y el zorrillo manchado del estrato ribereño indica que este corredor natural se encuentra menos perturbado que el

riberaño. Por consiguiente, proponemos tales especies como indicadoras de ambientes poco perturbados, particularmente del corredor biológico ubicado entre la Reserva de la Biósfera Sierra Gorda y el Parque Nacional Los Mármoles. Por otra parte, los patrones de ocupación de los mesodepredadores generalistas como el zorrillo real, zorrillo listado sureño, mapache, cacomixtle y zorra gris, apuntan a que el estrato riberaño está más perturbado que el no riberaño.

#### LITERATURA CITADA

- Aguilar-López, M., Ramos-Frías, J., Rojas-Martínez, A. E., & Cornejo-Latorre, C. (2015). First Record of Jaguar ( *Panthera onca* ) from the State of Hidalgo, México. *Western North American Naturalist*, 75(4), 520–525.
- Aguilar-López, M., Rojas-Martínez, A. E., Cornejo-Latorre, C., Sánchez-Hernández, C., Vite-Silva, V. D., & Ramos-Frías, J. (2015). Registros Notables De Mamíferos Terrestres Del Estado de Hidalgo, México. *Acta Zoológica Mexicana (n.S.)*, 31(3), 403–411.
- Ávila-Nájera, D.M., Chávez, C., Pérez-Elizalde, S., Guzmán-Plazola, R. A., Mendoza, G. D., & Lazcano-Barrero, M. A. (2018). Ecology of puma concolor (Carnivora: Felidae) in a Mexican tropical forest: Adaptation to environmental disturbances. *Revista de Biología Tropical*, 66(1), 78–90.
- Ávila-Nájera, Dulce María, Chávez, C., Pérez-Elizalde, S., Guzmán-Plazola, R. A., Mendoza, G. D., & Lazcano-Barrero, M. A. (2017). Ecology of Puma concolor (Carnivora: Felidae) in a mexican tropical forest: adaptation to environmental disturbances. *Revista de Biología Tropical*, 66(1), 78–90.
- Bender, L. C., Rosas-Rosas, O. C., & Weisenberger, M. E. (2017). Seasonal occupancy of sympatric larger carnivores in the southern San Andres Mountains, south-central New Mexico, USA. *Mammal Research*, 62, 323–329.
- Bennett, A. F. (1998). *Linkages in the Landscape: The Role of Corridors and Connectivity in Wildlife Conservation*. (IUCN, Ed.) (IUCN). Gland.
- Booker, H. (2016). The Application of Occupancy Modeling to Evaluate the Determinants of Distribution of Jaguars *Panthera onca* , Pumas *Puma concolor* , and Valued Prey Species in a Protected Area, 94.
- Burnham, K. P., & Anderson, D. R. (2002). *Model selection and multi-model inference: A Practical Information-Theoretic Approach* (Springer-V, Vol. 2). Colorado.
- Burton, A. C., Neilson, E., Moreira, D., Ladle, A., Steenweg, R., Fisher, J. T., et al. (2015). Wildlife camera trapping: A review and recommendations for linking surveys to ecological processes. *Journal of Applied Ecology*, 52(3), 675–685.
- Carey, A. B., & Kershner, J. E. (1996). *Spilogale gracilis* in Upland Forests of Western Washington and Oregon. *Northwestern Naturalist*, 77(2), 29–34.
- Carvajal-Villarreal, S., Caso, A., Downey, P., Moreno, A., Tewes, M. E., & Grassman, L. I. (2012). Spatial patterns of the margay (*Leopardus wiedii*; Felidae, Carnivora) at “El Cielo” Biosphere Reserve, Tamaulipas, Mexico. *Mammalia*, 76(3), 237–244.

- Castellanos-Morales, G. M., García-Peña, N., & List, R. (2009). Ecología del cacomixtle (*Bassariscus astutus*) y la zorra gris (*Urocyon cinereoargenteus*). Retrieved September 30, 2019, from [http://www.repsa.unam.mx/documentos/Castellanos-Morales\\_et\\_al\\_2009\\_Zorra\\_y\\_cacomixtle.pdf](http://www.repsa.unam.mx/documentos/Castellanos-Morales_et_al_2009_Zorra_y_cacomixtle.pdf)
- Červinka, J., Šálek, M., Padyšáková, E., & Šmilauer, P. (2013). The effects of local and landscape-scale habitat characteristics and prey availability on corridor use by carnivores: A comparison of two contrasting farmlands. *Journal for Nature Conservation*, *21*(2), 105–113.
- Cheyne, S. M., Sastramidjaja, W. J., Muhalir, Rayadin, Y., & Macdonald, D. W. (2016). Mammalian communities as indicators of disturbance across Indonesian Borneo. *Global Ecology and Conservation*, *7*(91), 157–173.
- Cove, M. V., Spínola, R. M., Jackson, V. L., & Saénz, J. C. (2014). The role of fragmentation and landscape changes in the ecological release of common nest predators in the neotropics. *PeerJ*, 1–11.
- Cove, M. V., Spínola, R. M., Jackson, V. L., Sáenz, J. C., & Chassot, O. (2013). Integrating occupancy modeling and camera-trap data to estimate medium and large mammal detection and richness in a Central American biological corridor. *Tropical Conservation Science*, *6*(6), 781–795.
- Crooks, K. R. (2002). Relative Sensitivites of Mammalian Carnivores to Habitat Fragmentation. *Conservation Biology*, *16*(2), 488–502.
- Dechner, A., Flesher, K. M., Lindell, C., de Oliveira, T. V., & Maurer, B. A. (2018). Determining carnivore habitat use in a rubber/forest landscape in Brazil using multispecies occupancy models. *PLoS ONE*, *13*(4), 1–18.
- Destia, F., Colbert, J. J., Rentch, J. S., & Gottschalk, K. W. (2004). Aspect Induced Differences in Vegetation , Soil , and Microclimatic Characteristics of an Appalachian Watershed. *Castanea*, *69*(2), 92–108.
- Deuel, N. R., Conner, L. M., Miller, K. V., Chamberlain, M. J., Cherry, M. J., & Tannenbaum, L. V. (2017). Habitat selection and diurnal refugia of gray foxes in southwestern Georgia, USA. *PLoS ONE*, *12*(10), 1–12.
- Donovan, T. M., & Hines, J. (2007). Exercise 4: singles-species, single-season model with site level covariates. *Exercises in Occupancy Modeling and Estimation*.
- Doty, J. B., & Dowler, R. C. (2006). Denning Ecology in Sympatric Populations of Skunks (*Spilogale Gracilis* and *Mephitis Mephitis*) in West-Central Texas. *Journal of Mammalogy*, *87*(1), 131–138.
- Dueñas-López, G., Rosas Rosas, O. C., Chapa-Vargas, L., Bender, L. C., Tarango-Arámbula, L. A., Martínez-Montoya, J. F., & Alcántara-Carbajal, J. L. (2015). Connectivity among jaguar populations in the Sierra Madre Oriental, México. *Therya*, *6*(2), 449–468.
- Erb, P. L., McShea, W. J., & Guralnick, R. P. (2012). Anthropogenic influences on macro-level mammal occupancy in the appalachian trail corridor. *PLoS ONE*, *7*(8), 1–10.
- Fahrig, L. (2007). Non-optimal animal movement in human-altered landscapes. *Functional*

*Ecology*, 21(6), 1003–1015.

- Fahrig, L. (2017). Ecological Responses to Habitat Fragmentation Per Se. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 48, 1–23.
- Fattebert, J., Robinson, H. S., Balme, G. A., Slotow, R., & Hunter, L. (2015). Structural habitat predicts functional dispersal habitat of a large carnivore. *Ecological Applications*, 25(7), 1911–1921.
- Fleschutz, M. M., Gálvez, N., Pe'er, G., Davies, Z. G., Henle, K., & Schüttler, E. (2016). Response of a small felid of conservation concern to habitat fragmentation. *Biodiversity and Conservation*, 25, 1447–1463.
- Foster, R. J., Harmsen, B. J., Valdes, B., Pomilla, C., & Doncaster, C. P. (2010). Food habits of sympatric jaguars and pumas across a gradient of human disturbance. *Journal of Zoology*, 280(3), 309–318.
- Gómez-Ortiz, Y., & Monroy-Vilchis, O. (2013). Feeding ecology of puma *Puma concolor* in Mexican montane forests with comments about jaguar *Panthera onca*. *Wildlife Biology*, 19(2), 179–187.
- Goulart, F. V. B., Cáceres, N. C., Graipel, M. E., Tortato, M. A., Ghizoni, I. R., & Oliveira-Santos, L. G. R. (2009). Habitat selection by large mammals in a southern Brazilian Atlantic Forest. *Mammalian Biology*, 74(3), 182–190.
- Haverland, M. B., & Veech, J. A. (2017). Examining the occurrence of mammal species in natural areas within a rapidly urbanizing region of Texas, USA. *Landscape and Urban Planning*, 157, 221–230.
- Hernández-SaintMartín, A. D., Rosas-Rosas, O. C., Palacio-Núñez, J., Tarango-Arambula, L. A., Clemente-Sánchez, F., & Hoogsteijn, A. L. (2015). Food Habits of Jaguar and Puma in a Protected Area and Adjacent Fragmented Landscape of Northeastern Mexico. *Natural Areas Journal*, 35(2), 308–317.
- Hilty, J. A., Lidicker Jr, W. Z., & Merenlender, A. M. (2006). *Corridor Ecology: the science and practice of linking landscapes for biodiversity conservation*. Washington: Island Press.
- Hilty, J. A., & Merenlender, A. M. (2004). Use of Riparian Corridors and Vineyards by Mammalian Predators in Northern California. *Conservation Biology*, 18(1), 126–135.
- INEGI. (2009a). Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos Jacala de Ledezma, Hidalgo. México: INEGI.
- INEGI. (2009b). Prontuario de Información Geográfica Municipal de los Estados Unidos Mexicanos Pacula, Hidalgo. México: INEGI.
- Jackson, H. B., & Fahrig, L. (2013). Habitat Loss and Fragmentation. *Encyclopedia of Biodiversity*, 4, 50–58.
- López González, C. A., Coronel Arellano, H., & Hernández Camacho, N. (2016). Mamíferos del estado de Querétaro. In *Historia Natural de Querétaro* (Universida, Vol. 1, pp. 283–299). Querétaro.
- Mackenzie, D. I., Nichols, J. D., Lachman, G. B., Droege, S., Andrew Royle, J., & Langtimm, C.

- a. (2002). Estimating Site Occupancy Rates When Detection Probabilities Are Less Than One. *Ecology*, 83(8), 2248–2255.
- Mackenzie, D. I., Nichols, J. D., Royle, J. A., Pollock, K. H., Bailey, L. L., & Hines, J. E. (2006). *Occupancy estimation and Modeling* (Elsevier I). London.
- Maletzke, B., Kertson, B., Swanson, M., Koehler, G., Beausoleil, R., Wielgus, R., & Cooley, H. (2017). Cougar response to a gradient of human development. *Ecosphere*, 8(7), 1–14.
- Måren, I. E., Karki, S., Prajapati, C., Yadav, R. K., & Shrestha, B. B. (2015). Facing north or south: Does slope aspect impact forest stand characteristics and soil properties in a semiarid trans-Himalayan valley? *Journal of Arid Environments*, 121, 112–123.
- Martínez-Calderas, J. M., Hernández-Saintmartín, A. D., Rosas-Rosas, O. C., Palacio-Núñez, J., Villordo-Galván, J. A., & Olivera-Méndez, A. (2016). Potential distribution of margay (*leopardus wiedii*, schinz 1821) in northeastern Mexico. *Therya*, 7(2), 241–255.
- Massara, R. L., Paschoal, A. M. de O., L. Bailey, L., F. Doherty, P., Hirsch, A., & G. Chiarello, A. (2018). Factors influencing ocelot occupancy in Brazilian Atlantic Forest reserves. *Biotropica*, 50(1), 125–134.
- Massara, R. L., Paschoal, A. M. O., Bailey, L. L., Doherty, P. F., & Chiarello, A. G. (2016). Ecological interactions between ocelots and sympatric mesocarnivores in protected areas of the Atlantic Forest, southeastern Brazil. *Journal of Mammalogy*, 97(6), 1634–1644.
- Michalski, F., Crawshaw, P. G., De Oliveira, T. G., & Fabián, M. E. (2006). Notes on home range and habitat use of three small carnivore species in a disturbed vegetation mosaic of southeastern Brazil. *Mammalia*, 70(1–2), 52–57.
- Monroy-Vilchis, O., Rodríguez-Soto, C., Zarco-González, M., & Urios, V. (2009). Cougar and jaguar habitat use and activity patterns in central Mexico. *Animal Biology*, 59, 145–157.
- Morales García, J. J., Morales García, A. D., & Acosta Rosales, A. (2015). REGISTROS RECIENTES DE JAGUAR ( *Panthera onca* ) EN EL ESTADO DE HIDALGO, MÉXICO. *REVISTA MEXICANA DE MASTOZOLOGÍA (Nueva Época)*, 5(2), 66–72.
- Morales García, J. J., Morales García, A. D., & Chame Cruz, J. M. (2016). Registros del Tayra ( *Eira barbara* ) en el estado de Hidalgo México. *Revista Mexicana de Mastozoología (Nueva Epoca)*, 6(1), 24–28.
- Neiswenter, S. A., & Dowler, R. C. (2007). Habitat Use of Western Spotted Skunks and Striped Skunks in Texas. *Journal of Wildlife Management*, 71(2), 583–586.
- Neiswenter, S. A., Dowler, R. C., & Young, J. H. (2010). Activity Patterns of Two Sympatric Species of Skunks (*Mephitis mephitis* and *Spilogale gracilis*) in Texas. *The Southwestern Naturalist*, 55(1), 16–21.
- Niemi, G. J., & McDonald, M. E. (2004). Application of Ecological Indicators. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35(1), 89–111.
- Núñez, R., Miller, B., & LindzeyFred. (2000). Food habits of jaguars and pumas in Jalisco, Mexico. *Journal of Zoology*, 252(3), 373–379.
- O'Connor, K. M., Nathan, L. R., Liberati, M. R., Tingley, M. W., Vokoun, J. C., & Rittenhouse,

- T. A. G. (2017). Camera trap arrays improve detection probability of wildlife: Investigating study design considerations using an empirical dataset. *PLoS ONE*, *12*(4), 1–12.
- Paolino, R. M., Royle, J. A., Versiani, N. F., Rodrigues, T. F., Pasqualotto, N., Krepeschi, V. G., & Chiarello, A. G. (2018). Importance of riparian forest corridors for the ocelot in agricultural landscapes. *Journal of Mammalogy*, *99*(4), 874–884.
- Pardo Vargas, L. E., Cove, M. V., Spinola, R. M., de la Cruz, J. C., & Saenz, J. C. (2016). Assessing species traits and landscape relationships of the mammalian carnivore community in a neotropical biological corridor. *Biodiversity and Conservation*, *25*, 739–752.
- Petracca, L. S., Hernández-Potosme, S., Obando-Sampson, L., Salom-Pérez, R., Quigley, H., & Robinson, H. S. (2014). Agricultural encroachment and lack of enforcement threaten connectivity of range-wide jaguar (*Panthera onca*) corridor. *Journal for Nature Conservation*, *22*(5), 436–444.
- Petracca, L. S., Ramírez-Bravo, O. E., & Hernández-Santín, L. (2014). Occupancy estimation of jaguar *Panthera onca* to assess the value of east-central Mexico as a jaguar corridor. *Oryx*, *48*(1), 133–140.
- Phoebus, I., Segelbacher, G., & Stenhouse, G. B. (2017). Do large carnivores use riparian zones? Ecological implications for forest management. *Forest Ecology and Management*, *402*(August), 157–165.
- Poessel, S. A., Burdett, C. L., Boydston, E. E., Lyren, L. M., Alonso, R. S., Fisher, R. N., & Crooks, K. R. (2014). Roads influence movement and home ranges of a fragmentation-sensitive carnivore, the bobcat, in an urban landscape. *Biological Conservation*, *180*, 224–232.
- Presley, S. J. (2000). Eira barbara. *Mammalian Species*, *636*, 1–6.
- Riley, S. J., DeGloria, S. D., & Elliot, R. (1999). A terrain ruggedness index that quantifies topographic heterogeneity. *International Journal of Sciences*, *5*(1–4), 23–27.
- Riley, S. P. D., Sauvajot, R. M., Fuller, T. K., York, E. C., Kamradt, D. A., Bromley, C., & Wayne, R. K. (2003a). Effects of urbanization and habitat fragmentation on bobcats and coyotes in southern California. *Conservation Biology*, *17*(2), 566–576.
- Riley, S. P. D., Sauvajot, R. M., Fuller, T. K., York, E. C., Kamradt, D. A., Bromley, C., & Wayne, R. K. (2003b). Effects of Urbanization and Habitat Fragmentation on Bobcats and Coyotes in Southern California. *Conservation Biology*, *17*(2), 566–576.
- Ripple, W. J., Estes, J. A., Beschta, R. L., Wilmers, C. C., Ritchie, E. G., Hebblewhite, M., et al. (2014). Status and ecological effects of the world’s largest carnivores. *Science*, *343*, 151–163.
- Rodríguez-Soto, C., Monroy-Vilchis, O., Maiorano, L., Boitani, L., Faller, J. C., Briones, M. Á., et al. (2011). Predicting potential distribution of the jaguar (*Panthera onca*) in Mexico: Identification of priority areas for conservation. *Diversity and Distributions*, *17*(2), 350–361.
- Rojas-Martínez, A. E., & Soriano, P. (2018). El puma (*Puma concolor*) en un ambiente antropizado dentro de la Reserva de la Biósfera Barranca de Metztitlán, Hidalgo, México. In

- A. Ramírez-Bautista & R. Pineda-López (Eds.), *Ecología y Conservación de Fauna en Ambientes Antropizados* (REFAMA-CON, pp. 149–162). Querétaro, México.
- Rosas-Rosas, Octavio C., Bender, L. C., & Valdez, R. (2008). Jaguar and puma predation on cattle calves in northeastern Sonora, Mexico. *Rangeland Ecology and Management*, *61*(5), 554–560.
- Rosas-Rosas, Octavio C., Bender, L. C., & Valdez, R. (2010). Habitat correlates of jaguar kill-sites of cattle in northeastern Sonora, Mexico. *Human-Wildlife Interactions*, *4*(1), 103–111.
- Rosas-Rosas, Octavio C., Valdez, R., Bender, L. C., & Daniel, D. (2003). Food habits of pumas in northwestern Sonora, Mexico. *Wildlife Society Bulletin*, *31*(2), 528–535.
- Rosas-Rosas, Octavio César, & Núñez-Pérez, R. (2014). Jaguar y Puma. In R. V. y J. A. Ortega-S (Ed.), *Ecología y Manejo de Fauna Silvestre en México* (pp. 331–352). Texcoco, Estado de México, México: Colegio de Posgraduados.
- Rosenberg, D. K., Noon, B. R., Meslow, E. C., Rosenberg, D. K., Noon, B. R., & Meslow, E. C. (1997). Biological Corridors : Form , Function , and Efficacy, *47*(10), 677–687.
- Rueda, P., Mendoza, G. D., Martínez, D., & Rosas-Rosas, O. C. (2013). Determination of the jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) diet in a tropical forest in San Luis Potosi, Mexico. *Journal of Applied Animal Research*, *41*(4), 484–489.
- Sánchez Rojas, G., Hernández Flores, S. D., Castillo Cerón, J., Mejenes Lopez, S. de M., Aguilar-López, M., Bravo Cadena, J., et al. (2016). Riqueza, composición y conservación de los mamíferos del estado de Hidalgo, México. In *Riqueza y Conservación de los Mamíferos en México a Nivel Estatal* (Instituto, pp. 281–310). Ciudad de Mexico.
- Sarmento, P. B., Cruz, J., Eira, C., & Fonseca, C. (2011). Modeling the occupancy of sympatric carnivorans in a Mediterranean ecosystem. *European Journal of Wildlife Research*, *57*(1), 119–131.
- Scanes, C. G. (2018). *Human Activities and Habitat Loss: Destruction, Fragmentation and Degradation. Animals and Human Society*. Elsevier Inc.
- Schüttler, E., Klenke, R., Galuppo, S., Castro, R. A., Bonacic, C., Laker, J., & Henle, K. (2017). Habitat use and sensitivity to fragmentation in America’s smallest wildcat. *Mammalian Biology*, *86*, 1–8.
- SEMARNAT, N.-059. (2010). NORMA Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. Cd. de México: SEMARNAT.
- Servín, J. (2013). Perspectivas de estudio, conservación y manejo de los Carnívoros en México. *Therya*, *4*(3), 427–430.
- Shannon, G., Lewis, J. S., & Gerber, B. D. (2014). Recommended survey designs for occupancy modelling using motion-activated cameras: insights from empirical wildlife data. *PeerJ*, *2*, e532.
- Shi, H., Shi, T., Yang, Z., Wang, Z., Han, F., & Wang, C. (2018). Effect of roads on ecological corridors used for wildlife movement in a natural heritage site. *Sustainability (Switzerland)*,

10(8), 1–24.

- Si, X., Kays, R., & Ding, P. (2014). How long is enough to detect terrestrial animals? Estimating the minimum trapping effort on camera traps. *PeerJ*, 2, e374.
- Springer, V. (2018). *Occupancy and co-occurrence of carnivores in the Ecuadorian Andes*. Doctoral thesis. Cornell University.
- Thornton, D., Zeller, K., Rondinini, C., Boitani, L., Crooks, K., Burdett, C., et al. (2016). Assessing the umbrella value of a range-wide conservation network for jaguars (*Panthera onca*). *Ecological Applications*, 26(4), 1112–1124.
- Tian, C., Liao, P.-C., Dayananda, B., Zhang, Y.-Y., Liu, Z.-X., Li, J.-Q., et al. (2019). Impacts of livestock grazing, topography and vegetation on distribution of wildlife in Wanglang National Nature Reserve, China. *Global Ecology and Conservation*, 20, 1–11.
- Torretta, E., Caviglia, L., Serafini, M., & Meriggi, A. (2018). Wolf predation on wild ungulates: How slope and habitat cover influence the localization of kill sites. *Current Zoology*, 64(3), 271–275.
- Vittinghoff, E., Glidden, D. V., Shiboski, S. C., & McCulloch, C. E. (2005). *Regression methods in biostatistics: Linear, Logistic, Survival, and repeated measure models* (Springer). New York.
- Wallach, A. D., Izhaki, I., Toms, J. D., Ripple, W. J., & Shanas, U. (2015). What is an apex predator? *Oikos*, 1–9.
- Weingarth, K., Knauer, F., Heurich, M., & Zimmermann, F. (2013). Evaluation of six digital camera models for the use in capture-recapture sampling of eurasian lynx (*lynx lynx*). *Waldökologie Online*, 13, 87–92.
- Winnie, J., & Creel, S. (2017). The many effects of carnivores on their prey and their implications for trophic cascades, and ecosystem structure and function. *Food Webs*, 12, 88–94.
- Zapata-Ríos, G., & Branch, L. C. (2018). Mammalian carnivore occupancy is inversely related to presence of domestic dogs in the high Andes of Ecuador. *PLoS ONE*, 13(2).
- Zeller, K. A., Nijhawan, S., Salom-Pérez, R., Potosme, S. H., & Hines, J. E. (2011). Integrating occupancy modeling and interview data for corridor identification: A case study for jaguars in Nicaragua. *Biological Conservation*, 144(2), 892–901.
- Zimbres, B., Peres, C. A., & Machado, R. B. (2016). Terrestrial mammal responses to habitat structure and quality of remnant riparian forests in an Amazonian cattle-ranching landscape. *Biological Conservation*, 206, 283–292.
- Zimbres, B., Peres, C. A., & Machado, R. B. (2017). Terrestrial mammal responses to habitat structure and quality of remnant riparian forests in an Amazonian cattle-ranching landscape. *Biological Conservation*, 206, 283–292.
- Zimbres, B., Peres, C. A., Penido, G., & Machado, R. B. (2018). Thresholds of riparian forest use by terrestrial mammals in a fragmented Amazonian deforestation frontier. *Biodiversity and Conservation*, 27(11), 2815–2836.