



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL

**CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE INVESTIGACIÓN
PARA EL DESARROLLO INTEGRAL REGIONAL,
UNIDAD OAXACA**

**MAESTRÍA EN CIENCIAS EN CONSERVACIÓN Y
APROVECHAMIENTO DE RECURSOS NATURALES**

(BIODIVERSIDAD DEL NEOTRÓPICO)

**ABUNDANCIA DE MESOCARNÍVOROS EN DOS TIPOS DE
VEGETACIÓN EN LA SIERRA NORTE DE OAXACA, MÉXICO**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACÁDEMICO DE:

MAESTRO EN CIENCIAS

PRESENTA:

BIÓL. ALEJANDRO HERNÁNDEZ SÁNCHEZ

DIRECTORES DE TESIS:

DR. JOSÉ ANTONIO SANTOS MORENO

DRA. GABRIELA PÉREZ IRINEO

Santa Cruz Xoxocotlán, Oaxaca, Oax. Mayo 2016



INSTITUTO POLITECNICO NACIONAL SECRETARIA DE INVESTIGACION Y POSGRADO

ACTA DE REVISION DE TESIS

En la Ciudad de Oaxaca de Juárez siendo las 13:00 horas del día 21 del mes de Abril del 2016 se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de Tesis designada por el Colegio de Profesores de Estudios de Posgrado e Investigación del **Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Unidad Oaxaca** (CIIDIR-OAXACA) para examinar la tesis de grado titulada: "Abundancia de mesocarnívoros en dos tipos de vegetación en la Sierra Norte de Oaxaca, México",

Presentado por el alumno:

Hernández Apellido paterno	Sánchez materno	Alejandro nombre(s)	Con registro:						
			A	1	4	0	0	3	9

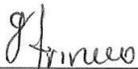
aspirante al grado de: **MAESTRÍA EN CIENCIAS EN CONSERVACIÓN Y APROVECHAMIENTO DE RECURSOS NATURALES**

Después de intercambiar opiniones los miembros de la Comisión manifestaron **SU APROBACION DE LA TESIS**, en virtud de que satisface los requisitos señalados por las disposiciones reglamentarias vigentes.

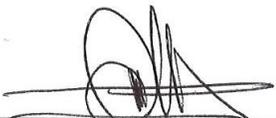
LA COMISIÓN REVISORA

Directores de tesis


Dr. José Antonio Santos Moreno


Dra. Gabriela Pérez Irineo


M. en C. Graciela Eugenia González Pérez


Dr. Marcelo Ulises García Guerrero


Dr. Rafael Felipe del Castillo Sánchez

PRESIDENTE DEL COLEGIO DE PROFESORES


Dr. Salvador Isidro Belmonte Jiménez



CENTRO INTERDISCIPLINARIO
DE INVESTIGACION PARA EL
DESARROLLO INTEGRAL REGIONAL
C.I.I.D.I.R.
UNIDAD OAXACA
I.P.N.



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

CARTA CESION DE DERECHOS

En la Ciudad de Oaxaca de Juárez el día 25 del mes de abril del año 2016, el (la) que suscribe Hernández Sánchez Alejandro alumno (a) del Programa de **MAESTRÍA EN CIENCIAS EN CONSERVACIÓN Y APROVECHAMIENTO DE RECURSOS NATURALES** con número de registro A140039, adscrito al Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Unidad Oaxaca, manifiesta que es autor (a) intelectual del presente trabajo de Tesis bajo la dirección del Dr. José Antonio Santos Moreno y cede los derechos del trabajo titulado: “Abundancia de mesocarnívoros en dos tipos de vegetación en la Sierra Norte de Oaxaca, México”, y cede los derechos al Instituto Politécnico Nacional para su difusión, con fines académicos y de investigación.

Los usuarios de la información no deben reproducir el contenido textual, gráficas o datos del trabajo sin el permiso expreso del autor y/o director del trabajo. Este puede ser obtenido escribiendo a la siguiente dirección **Calle Hornos 1003, Santa Cruz Xoxocotlán, Oaxaca**, e-mail: posgradooax@ipn.mx ó roht2_28@hotmail.com Si el permiso se otorga, el usuario deberá dar el agradecimiento correspondiente y citar la fuente del mismo.



Hernández Sánchez Alejandro



DEDICATORIAS

A Gaby por todas las aventuras y experiencias compartidas, por tu paciencia y amor durante este tiempo, y por tu valioso apoyo en todo momento.

A mi hija, Camila Ximena, por la alegría que me brindas cada día, por ser el motor que me impulsa para seguir adelante y por toda tu paciencia ante mi inexperiencia, sobre todo en mis cuidados.

A mi familia, padres y hermanos, por su apoyo para la realización de la maestría, por comprender mi ausencia en los días de convivencia y por todo su cariño.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por la beca de estudio otorgada para la realización de la maestría.

Al Instituto Politécnico Nacional (IPN) por el apoyo económico brindado con la beca tesis de maestría y por los proyectos SIP-20141162 y SIP-20151481 otorgados a A. Santos-Moreno.

De manera especial, agradezco a los directores de tesis. Al Dr. José Antonio Santos Moreno por ser guía en mi formación académica y durante el desarrollo de la tesis, valiosas aportaciones y conocimientos, y desde luego, por el apoyo económico. A la Dra. Gabriela Pérez Irineo por el interés y apoyo incondicional que mostró de principio a fin en la investigación, y por compartir y transmitir sus conocimientos acerca del objeto de estudio en común. Su amistad y disponibilidad de tiempo siempre se los agradeceré.

A los miembros del comité tutorial: Dr. Rafael F. del Castillo Sánchez, Dr. Gabriel Ramos Fernández, Dr. Marcelo U. García Guerrero, M. C. Graciela E. González Pérez, que contribuyeron con sus comentarios, observaciones y sugerencias para la elaboración de este documento.

Al Laboratorio de Ecología Animal del CIIDIR-Unidad Oaxaca por la oportunidad de laborar en él y formar parte del grupo, y por el apoyo de material para campo y del vasto acervo bibliográfico.

Agradezco al Comisariado de Bienes Comunales de San Pedro Yólox por las facilidades otorgadas en los permisos para la realización del presente estudio. En particular, a los guías de campo, Don Onesimo y Don Evaristo, por su enorme paciencia y apoyo. De igual manera, a Don Juvencio y esposa por su amabilidad y atención prestada.

Por supuesto, a los compañeros y amigos que decidieron acompañarme a campo: Gaby (flaca), Gaby, Elena, Tonatiuh, Liliana, César, Iván, Alida, Vidal, Santiago, Vicente, David, Ever, Faustino, Dulce y Leobardo, por su esfuerzo físico y mental para recorrer veredas, por mucho, agotadoras.

Finalmente, agradezco a todas las personas que contribuyeron directa o indirectamente en mi formación académica y en la construcción de la tesis, profesores del posgrado, amigos y conocidos.

CONTENIDO

RESUMEN	1
ABSTRACT	2
CAPÍTULO I	3
MARCO TEÓRICO	3
MAMÍFEROS CARNÍVOROS.....	3
MESOCARNÍVOROS Y SU CONSERVACIÓN.....	4
ESTIMACIÓN DE LA ABUNDANCIA POR FOTOTRAMPEO	6
ANTECEDENTES	10
JUSTIFICACIÓN.....	12
LITERATURA CITADA.....	13
CAPÍTULO II.....	22
ABUNDANCIA DE MESOCARNÍVOROS EN DOS TIPOS DE VEGETACIÓN EN LA SIERRA NORTE DE OAXACA, MÉXICO	22
MATERIALES Y MÉTODOS.....	24
RESULTADOS	29
DISCUSIÓN	30
LITERATURA CITADA	38
FIGURAS	45
TABLAS.....	46
ANEXO FOTOGRÁFICO	51

ABUNDANCIA DE MESOCARNÍVOROS EN DOS TIPOS DE VEGETACIÓN EN LA SIERRA NORTE DE OAXACA, MÉXICO

RESUMEN--Los mesocarnívoros desempeñan un papel ecológico de suma importancia en las comunidades terrestres, como depredadores, competidores o dispersores de semillas. Sin embargo, la mayoría de estas especies presentan información escasa acerca de su tamaño poblacional o su densidad, lo cual es básico para establecer estrategias efectivas de conservación. Por lo tanto, el objetivo del presente estudio fue estimar la densidad de especies de mesocarnívoros y su variación temporal en un bosque mesófilo de montaña y en una selva mediana perennifolia en la Sierra Norte de Oaxaca, en el sureste de México; así como evaluar la relación entre la abundancia de cada especie con características de la vegetación, presencia humana, depredadores y presas. El muestreo se realizó de julio 2014 a junio 2015, utilizando el método de trampas cámara para el registro de las especies. Dentro de cada tipo de vegetación se colocaron 20 estaciones de trampeo. La densidad de las especies se estimó por medio del Modelo de Encuentros Aleatorios, que no requiere el reconocimiento individual. Se obtuvieron 640 registros fotográficos independientes de 11 especies de mesocarnívoros. Las especies con mayor densidad fueron *Conepatus semistriatus* (10.53 ind/km²), *Leopardus wiedii* (2.39 ind/km²) y *Nasua narica* (9.84 ind/km²). *Herpailurus yagouaroundi* y *Potos flavus* mostraron una densidad baja (0.07 y 0.11 ind/km², respectivamente). La densidad para todas las especies no difirió significativamente entre temporadas, aunque *C. semistriatus*, *L. pardalis*, *L. wiedii* y *Mustela frenata* presentaron diferencias significativas en sus densidades entre tipos de vegetación. Se encontró una relación positiva y significativa entre la abundancia de *C. semistriatus* y *Eira barbara* con la presencia de *L. pardalis*, pero *E. barbara* presentó una relación negativa con la presencia humana. Así mismo, la abundancia de *L. pardalis* y *L. wiedii* se relacionó positiva y significativamente con la presencia de sus presas. La densidad estimada para la mayoría de los mesocarnívoros se encuentra dentro del intervalo registrado en regiones con ambientes similares. Sin embargo, las estimaciones obtenidas mediante fototrampeo para especies de talla pequeña como *Bassariscus sumichrasti*, *C. semistriatus*, *Galictis vittata* y *M. frenata*, representan las primeras aproximaciones de este parámetro poblacional. El buen estado de conservación de la vegetación en el área de estudio, principalmente del bosque mesófilo de montaña, podría explicar las densidades altas de algunas especies consideradas en riesgo por la legislación mexicana.

ABUNDANCE OF MESOCARNIVORES IN TWO TYPES OF VEGETATION IN THE SIERRA NORTE OF OAXACA, MEXICO

ABSTRACT--The mesocarnivores play an important ecological role in terrestrial communities, as predators, competitors or seed dispersers. However, most of these species have little information about its population size or density, which it is essential to establish effective conservation strategies. Therefore, the aim of this study was to estimate the density of species of mesocarnivores in a cloud forest and evergreen tropical forest in the Sierra Norte of Oaxaca, in southeastern Mexico, as well as to assess the relationship between the abundance of each species with vegetation characteristics, human presence, predators, and prey. Sampling was conducted from July 2014-June 2015 using camera-traps. Within each type of vegetation were placed 20 trapping stations. The density of each species was estimated by the Random Encounter Model, because this not need individual recognition. 640 independent photographic records of 11 species mesocarnivores were obtained. Species with higher density were *Conepatus semistriatus* (10.53 ind/km²), *Leopardus wiedii* (2.39 ind/km²), and *Nasua narica* (9.84 ind/km²). *Herpailurus yagouaroundi* and *Potos flavus* showed low density (0.07 and 0.11 ind/km², respectively). The density for all species not differ significantly between seasons, although *C. semistriatus*, *L. pardalis*, *L. wiedii*, and *Mustela frenata* had significant differences in its densities between vegetation types. A positive and significant relationship between the abundance of *C. semistriatus* and *Eira Barbara* with the presence of *L. pardalis* was found, but *E. barbara* had a negative relationship with the human presence. Also, the abundance of *L. pardalis* and *L. wiedii* positively and significantly related with the presence of prey species. The estimated density for most mesocarnivores is within the range recorded in regions with similar environments. However, the estimates obtained by camera trapping for small-sized species such as *Bassariscus sumichrasti*, *C. semistriatus*, *Galictis vittata*, and *M. frenata*, represent the first approaches for this population parameter. The conservation status of vegetation in the study area, mainly the cloud forest, could explain the high densities of some species considered at risk by Mexican law.

CAPÍTULO I

MARCO TEÓRICO

MAMÍFEROS CARNÍVOROS

México es considerado, junto con Indonesia y Brasil, como los países más diversos en especies de mamíferos a nivel mundial (Mittermeier y Goettsch, 1992; Ceballos y Brown, 1995). Esta diversidad incluye a 550 especies, agrupadas en 13 órdenes, 46 familias y 201 géneros. Los roedores y los murciélagos contribuyen con más del 70% de todas las especies (Ceballos y Arroyo-Cabrales, 2012). El orden Carnivora es el tercero más diverso entre la mastofauna del país (Ceballos et al., 2005), y está representado por ocho familias, 28 géneros y 42 especies (Ceballos y Arroyo-Cabrales, 2012).

Los miembros del orden Carnivora se caracterizan por la presencia primaria de estructuras especializadas para una alimentación basada en carne, como una dentición carnasial, es decir, el último premolar superior y el primer molar inferior están adaptados para cortar con cizallamiento (Ewer, 1998; Nowak, 1999). Otras características distintivas son: mandíbula conjunta transversal que facilita morder y cortar, pero no la acción de moler por los dientes; una columna vertebral fuerte y flexible; un cerebro relativamente grande en comparación con los herbívoros e insectívoros, y glándulas odoríferas anales bien desarrolladas que sirven para el marcaje del territorio, el reconocimiento social y la defensa (Hall, 1981; Bekoff et al., 1984).

Las especies de este orden presentan una gran variación morfológica, ecológica y de comportamiento (Bekoff et al., 1984; Gittleman, 1989; Terborgh et al., 1999). Estas adaptaciones se relacionan con su papel como depredadores y han resultado en la diversificación de distintos linajes (Ewer, 1998), de tal manera que existe una gran variabilidad, tanto dentro como entre especies (Gittleman et al., 2001). Morfológicamente, las adaptaciones son tan diversas como lo es el tamaño corporal, que va desde los 100 gr de *Mustela nivalis* (comadreja común) a los 800 kg o más de *Ursus maritimus* (oso polar; Gittleman, 1989). A pesar de que el número de vértebras del cuerpo varía poco de una familia a otra, en la cola el número es variable y su longitud es de importancia adaptativa, ya que puede actuar como un órgano prensil y de equilibrio, o bien, tener poca función mecánica pero ser utilizada como un órgano para emitir señales (Ewer, 1998).

En general, los Carnivora habitan en una diversidad de ambientes o zonas de vegetación, desde pastizales y bosques poco densos hasta desiertos y bosques tropicales (Gittleman, 1989). De igual forma, los hábitos alimenticios son variados, pueden ser carnívoro, frugívoro, omnívoro, insectívoro o carroñero (Bekoff et al., 1984; Van Valkenburgh, 1989); sin embargo, dependiendo de la disponibilidad del alimento en la época del año, el régimen de alimentación puede cambiar (Bekoff et al., 1984). Las especies generalistas pueden elegir entre una gran variedad de alimentos, mientras que las especialistas se restringen a pocos tipos, siendo vulnerables ante su disminución (Bekoff et al., 1984). En términos de comportamiento, la estructura social va desde individuos espacialmente solitarios a aquellas especies que forman vínculos de pareja o viven en grupos sociales extensos (Gittleman, 1989; Gittleman et al., 2001).

MESOCARNÍVOROS Y SU CONSERVACIÓN

La mayoría de los Carnivora son especies de talla pequeña y media (<15 kg), denominadas en conjunto como mesocarnívoros (Buskirk y Zielinski, 2003; Roemer et al., 2009). Dado su menor tamaño y capacidad de adaptarse en diversos hábitats, desde comunidades estables a las proximidades de asentamientos humanos, los mesocarnívoros suelen ser más abundantes que los carnívoros de talla grande (Roemer et al., 2009).

En América, la mayor riqueza de especies ocurre en Centroamérica, los Andes y la costa oeste de Estados Unidos, aunque disminuyen con el incremento de la latitud (Belant et al., 2009). Sin embargo, a pesar de su diversidad y distribución casi global, la información actual para la mayoría de estas especies muestra que se cuenta con pocos trabajos orientados a conocer su ecología, distribución, comportamiento, estado de conservación y demás aspectos de historia natural, puesto que el enfoque está dirigido principalmente a especies carismáticas (González-Maya et al., 2011a, 2011b; Servín, 2013). Además, en muchos casos, el conocimiento sobre el estado de las poblaciones de mesocarnívoros está influenciado por la falta de presupuestos de investigación, así como de la poca valoración económica (Ray, 2000).

En este sentido, el papel ecológico de los mesocarnívoros ha recibido poca atención, aunque su impacto puede ser tan importante como el de los depredadores tope (i.e. especies que ocupan el nivel trófico más alto; Roemer et al., 2009). Los mesocarnívoros, en el medio

donde viven, controlan las poblaciones de sus presas y son determinantes en la organización, la dinámica y el adecuado funcionamiento de los niveles tróficos de los que dependen (Bueno, 1996; Terborgh et al., 1999; Torre et al., 2003; Roemer et al., 2009). También, pueden facilitar los flujos de nutrientes entre ecosistemas adyacentes (Roemer et al., 2009), y realizar funciones esenciales en los procesos ecológicos, tales como la dispersión de semillas, ya sea de manera directa o depredando a dispersores (Herrera, 1989, Godínez-Álvarez et al., 2007; Roemer et al., 2009). Además, algunas de estas especies suelen ser buenos indicadores del estado de conservación de los ecosistemas (Sunquist y Sunquist, 2001).

Por otra parte, un punto central a considerar es la ausencia de los depredadores tope en los sistemas donde han sido extirpados. Bajo esta circunstancia particular, la abundancia de los mesocarnívoros suele aumentar (hipótesis de liberación de mesodepredadores; Crooks y Soulé, 1999) y en ocasiones, limitar drásticamente o incluso conducir a la extinción a especies presa nativas e influir en su distribución geográfica (Crooks y Soulé, 1999; Gehrt y Clark, 2003; Prugh et al., 2009; Roemer et al., 2009). Este fenómeno es consecuencia de la disminución en la competencia por el alimento y la presión de depredación (Verdade et al., 2011).

No obstante, algunas especies presentan serios problemas de conservación, dado que se encuentran entre los mamíferos más amenazados por las actividades antropogénicas (Nowak, 1999). Los efectos más evidentes son la degradación, pérdida y fragmentación de su hábitat (Weaver y Rabinowitz, 1996; Ray, 2000; Sunquist y Sunquist, 2001; Ceballos et al., 2005), que pueden conducir al desarrollo de nuevas relaciones de competencia entre especies anteriormente alopátricas (Ray, 2000). Así mismo, la cacería ilegal, la introducción y propagación de enfermedades contagiosas (epizootias) o parásitos, y el cambio climático son amenazas emergentes que agravan esta problemática (Garrott et al., 1993; Nowak, 1999; Ray, 2000; Schipper et al., 2008).

Adicionalmente, los mesocarnívoros poseen características variables como la dieta, la especialización en el uso de los recursos, la estructura social y el comportamiento, que contribuyen a las respuestas específicas de la especie ante efectos de la fragmentación (Crooks, 2002). De acuerdo con esto, las diferentes especies responden de manera distinta a dicha situación (Bekoff et al., 1984; Virgós et al., 2002), algunas presentan alta sensibilidad

y otras, una notable tolerancia a las alteraciones inducidas por el hombre (Sunquist y Sunquist, 2001; Verdade et al., 2011). Particularmente, aquellas especies más especializadas en sus requerimientos de recursos son las más vulnerables a los cambios del paisaje (Ray, 2000; Sunquist y Sunquist, 2001).

En otros casos, varios mesocarnívoros han ampliado sus áreas de distribución geográfica, un fenómeno que ha sido facilitado en gran medida por las transformaciones del hábitat (Ray, 2000; Hidalgo-Mihart et al., 2004). Un ejemplo es *Canis latrans* (coyote), una especie que puede servir como un indicador de perturbación o modificación de hábitats (Gipson y Brillhart, 1995). Así mismo, algunas especies de talla pequeña como *Mustela nigripes* (hurón de patas negras) han mostrado resiliencia y adaptación a diversas amenazas, recolonizando áreas en las cuales habían sido extirpadas o aumentando su abundancia en otras donde habían declinado (Schipper et al., 2008). A pesar de ello, se debe considerar que la sobreabundancia de las especies puede reducir la diversidad natural y modificar la composición o estructura de las comunidades terrestres (Garrot et al., 1993).

Está claro que la conservación de algunas especies de mesocarnívoros en un paisaje siempre cambiante será un reto, pero es alentador el hecho de que varias de ellas han demostrado capacidad de recuperación reflejada en su tamaño poblacional (Ray, 2000). No obstante, es necesario la implementación de estrategias efectivas de conservación para garantizar su supervivencia a largo plazo, contemplando en hábitats fragmentados elementos que funcionan a diferentes escalas espaciales y a su vez, dentro de un contexto regional (Virgós et al., 2002; Belant et al., 2009).

ESTIMACIÓN DE LA ABUNDANCIA POR FOTOTRAMPEO

La base para programas de conservación y muchas investigaciones ecológicas en las poblaciones de mamíferos es la estimación del tamaño poblacional, con el objetivo de hacer inferencias sobre su variación espacial y temporal (Walker et al., 2000). La abundancia poblacional es un atributo importante y fundamental en la toma de decisiones para el manejo de la fauna silvestre (Naranjo, 2000; Ojasti, 2000; Mandujano, 2011). Se expresa en términos absolutos (tamaño poblacional), en densidad poblacional (número de individuos por unidad de área), o por medio de índices de abundancia relativa (número de individuos o

rastros detectados por unidad de esfuerzo muestral estandarizada; Ojasti, 2000; Wilson y Delahay, 2001).

En los estudios de abundancia poblacional uno de los objetivos es distinguir los factores que influyen en las variaciones de la población (Walker et al., 2000). En general, este parámetro puede estar relacionado con el tipo de cobertura vegetal, los recursos o elementos del hábitat presentes en un área (Orjuela y Jiménez, 2004), entre ellos se incluyen el alimento, agua y refugio (Krausman, 1999). Algunos otros son la temperatura, la precipitación, la topografía y otras especies, como depredadores, presas o competidores (Krausman, 1999). Particularmente, las poblaciones de los Carnívora fluctúan en su abundancia y distribución espacial debido a los cambios en la disponibilidad de recursos, las enfermedades, la competencia y la depredación (Fuller y Sievert, 2001; Turchin, 2003).

La cobertura vegetal es otro factor importante con gran significado ecológico puesto que proporciona refugio a las especies, resguardándolas de extremos climáticos y de depredadores (Martínez y Cadena, 2000; Ojasti, 2000). La cobertura que brinda la vegetación depende de su fisionomía en los planos horizontal (densidad poblacional, porcentaje de cobertura, área basal o biomasa) y vertical (estratificación, altura y obstrucción visual; Ojasti, 2000).

Varios estudios han demostrado que la composición y la estructura de la vegetación afectan la abundancia de los mesocarnívoros. Por ejemplo, en la meseta Iberiana, España, la composición florística de la cobertura arbórea y su estructura determinaron diferencias entre cinco especies del grupo, se observó que eran menos frecuentes en el tipo de vegetación de menor diversidad, probablemente por la escasez de refugio y alimento (Virgós et al., 2002). Así mismo, en las tierras agrícolas del Mediterráneo, la presencia de cobertura boscosa parece ser un factor crítico en la abundancia de *Felis catus* (gato), *Vulpes vulpes* (zorro rojo) y *Meles meles* (tejón europeo), afectados de manera positiva por el aumento de la cobertura de plantaciones forestales de eucalipto y pino (Pita et al., 2009). En los llanos orientales de Colombia, se reporta que las cavidades y grietas de los árboles, la altura de la vegetación y el porcentaje de cobertura son características importantes para *Cerdocyon thous* (zorro patas negras; Martínez y Cadena, 2000).

En este contexto, se ha diseñado y aplicado una gran variedad de técnicas para la estimación del tamaño poblacional, principalmente para especies conspicuas de bosques

templados, sabanas, praderas y ambientes áridos y semiáridos (Ojasti, 2000). No obstante, la aplicación de dichas técnicas en bosques tropicales densos se dificulta en gran medida por factores como la densidad y el comportamiento de la especie (crípticas, nocturnas y sensibles a la presencia humana), la dificultad para capturar a los individuos, la densidad alta de la vegetación y la falta de equipo o recursos económicos (Naranjo, 2000; Ojasti, 2000). Es por ello que los datos sobre especies neotropicales son escasos y poco generalizados, porque proceden de situaciones puntuales, en muchas ocasiones de áreas protegidas (Ojasti, 2000). Sin embargo, la combinación de varias técnicas de muestreo ha sido de gran utilidad para los investigadores, una de ellas, cuyo uso ha aumentado en las últimas décadas, es el fototrampeo (O'Connell et al., 2011).

Las trampas cámara (también conocidas como fototrampas o cámaras remotas) son una herramienta poderosa para el monitoreo de la fauna silvestre, en especial, para el estudio de especies crípticas como los Carnívora, debido a su carácter no invasivo y de actividad permanente, así como su capacidad para acumular datos de áreas grandes con un esfuerzo relativamente pequeño (Kays y Slauson, 2008; Díaz-Pulido y Payán-Garrido, 2012; Sollmann et al., 2013; Sunarto et al., 2013). Aunque este método es costoso, proporciona la identificación a nivel de especie o en algunos casos, de individuo con mayor precisión; además, su uso y aplicación es eficiente en diferentes tipos de hábitat y condiciones de campo (Silveira et al., 2003; Lyra-Jorge et al., 2008).

El uso de las fototrampas permite realizar inventarios de vertebrados terrestres (Silveira et al., 2003; Tobler et al., 2008; Rovero et al., 2010); conocer la distribución y ocupación de las especies (Moruzzi et al., 2002; MacKenzie y Royle, 2005); estimar la abundancia y densidad de especies con individuos reconocibles (Karanth, 1995; Karanth y Nichols, 1998; Kelly, 2003; Trolle y Kery, 2003; Maffei et al., 2004; Silver et al., 2004; Maffei et al., 2005; Di Bitetti et al., 2006; Heilbrun et al., 2006; Dillon y Kelly, 2007; Kelly y Holub, 2008; Kelly et al., 2008) y sin la necesidad de reconocimiento individual (O'Brien et al., 2003; Royle y Nichols, 2003; Rowcliffe et al. 2008; O'Brien, 2011); definir patrones de actividad y otros aspectos de comportamiento (Sanderson y Trolle, 2005; Di Bitetti et al., 2006; Ridout y Linkie, 2009; Linkie y Ridout, 2011) y monitorear la biodiversidad (Sanderson y Trolle, 2005; Ahumada et al., 2011).

En particular, esta herramienta ha sido de gran utilidad para estimar el tamaño y la densidad poblacional de varias especies de mesocarnívoros por medio de Modelos de Captura-Recaptura (C-R), principalmente para aquellas especies con patrones de marcas naturales como *Leopardus pardalis* (ocelote; Trolle y Kery, 2003; Maffei et al., 2005; Di Bitetti et al., 2006; Dillon y Kelly, 2007, 2008; Goulart et al., 2009), *L. geoffroyi* (gato de Geoffroy; Cuellar et al., 2006; Pereira et al., 2011), *Lynx rufus* (lince; Heilbrun et al., 2006), y *Procyon cancrivorus* (mapache cangrejero; Arispe et al., 2008). También, el fototrampeo y el Modelo de Marcaje-Reavistamiento han sido utilizados para obtener información sobre estos parámetros poblacionales en algunas especies de talla pequeña, entre ellas *Vulpes vulpes* (zorro rojo; Sarmiento et al., 2009) y *Martes pennanti* (marta pescadora; Fuller et al., 2001; Jordan et al., 2011).

Así mismo, la estimación de la densidad poblacional de otras especies con datos de fototrampeo es posible a través del Modelo de Encuentros Aleatorios (MEA), el cual no requiere el reconocimiento individual (Rowcliffe et al., 2008). Este modelo estima la densidad en función de las tasas de encuentro entre los animales y las trampas cámara, dependiendo de variables biológicas de la especie (actividad y velocidad de movimiento) y de parámetros del sensor de las trampas cámara (distancia y ángulo en la cual se detecta el individuo; Rowcliffe et al., 2008). El MEA permite muestrear áreas grandes dado que sólo requiere de estaciones de fototrampeo con una trampa cámara, sin embargo, no aporta información adicional sobre aspectos demográficos (Santos-Moreno y Pérez-Irriego, 2013). A pesar de que este modelo es otro enfoque alternativo, pocos estudios sobre mesocarnívoros (e.g., *Martes martes*, marta europea) lo han abordado (Manzo et al., 2012).

En comparación con otros métodos no invasivos utilizados para estimar la abundancia o densidad poblacional de mesocarnívoros, las trampas cámara potencialmente proporcionan estimaciones precisas, siempre que el diseño del estudio, la configuración espacial de las cámaras y el análisis de los datos sea adecuado (Kays y Slauson, 2008). En contraparte, el método de observación directa presenta limitantes particularmente en hábitats con vegetación densa y topografía agreste, ya que la visibilidad depende de las condiciones climáticas, la estructura del hábitat, la topografía, la conducta de la especie y la experiencia del observador; por lo tanto, el número real de individuos puede ser subestimado (Gese, 2001; Wilson y Delahay, 2001).

Por otro lado, la estimación de la abundancia por medio de huellas está fuertemente influenciada por las características del suelo o el sustrato y por las condiciones ambientales, factores que determinan la detectabilidad y la identificación del rastro (Gese, 2001; Wilson y Delahay, 2001; Silveira et al., 2003; Lyra-Jorge et al., 2008). Este método ha sido cuestionado sobre todo por la incertidumbre en la identificación individual (Karanth et al., 2003), aunque se han desarrollado diferentes métodos que se basan en la morfometría de las huellas para discriminar a los individuos (Alibhai et al., 2008). Sin embargo, existen pocos estudios que estiman la abundancia de mesocarnívoros a partir de este rastro (Sadlier et al., 2004), de manera que no se puede establecer una relación confiable entre la abundancia de las huellas y el tamaño poblacional de la especie (Wilson y Delahay, 2001).

En general, la elección del método adecuado para estimar la abundancia poblacional de una especie depende del objetivo del estudio, las características eto-ecológicas de la especie, factores ambientales, presupuesto y personal involucrado (Wilson y Delahay, 2001; Lyra-Jorge et al., 2008). No obstante, el uso de las trampas cámara en las investigaciones o monitoreo presenta un aporte significativo al conocimiento de los mesocarnívoros (González-Maya et al., 2011a), siendo un método exitoso con un grado de afectación bajo en las poblaciones de estudio y con poco recurso humano.

ANTECEDENTES

En México, los mesocarnívoros están representados por 30 especies, 19 géneros y cinco familias. Sin embargo, el estado actual de las investigaciones sobre este grupo todavía es insuficiente. En un análisis detallado de trabajos publicados en el país, se muestra que las familias menos estudiadas son Mephitidae, Procyonidae y Mustelidae. Por el contrario, las más estudiadas son Canidae y Felidae, con esfuerzos de investigación concentrados en *C. latrans* y los felinos de talla grande como *Panthera onca* (jaguar) y *Puma concolor* (puma; Pérez-Irineo y Santos-Moreno, 2011).

A nivel nacional, los estudios que detallan aspectos sobre la ecología de los mesocarnívoros por medio de fototrampeo son escasos, en especial aquellos que estiman su tamaño poblacional (López-González et al., 2003; Carvajal-Villarreal et al., 2012; Ávila-Nájera et al., 2015). La mayoría de trabajos han evaluado parámetros de riqueza y abundancia relativa, registrando a especies generalistas como las de mayor abundancia, por

ejemplo *Urocyon cinereoargenteus* (zorra gris) y *Nasua narica* (coatí; Gutiérrez-González, 2008; Monroy-Vilchis et al., 2011; Aranda et al., 2012; Hernández-Díaz et al., 2012).

También se ha documentado la relación entre la estructura de la vegetación y la abundancia de algunas especies en áreas con diferentes tipos de vegetación (Ponce-Guevara et al., 2005).

En el estado de Oaxaca, una proporción alta de publicaciones presentan inventarios mastofaunísticos en donde se incluyen a especies de carnívoros de talla media y pequeña (Alfaro et al., 2006; Pérez-Lustre et al., 2006; Buenrostro-Silva et al., 2012; Lavariega et al., 2012). Otros más, analizan la diversidad de mamíferos terrestres de talla media y grande, considerando la riqueza específica, la abundancia relativa y los patrones de actividad por medio del uso de trampas cámara en varias regiones del Estado, entre ellas el Istmo de Tehuantepec (Lira-Torres y Briones-Salas, 2012; Pérez-Irineo y Santos-Moreno, 2013; Cortés-Marcial y Briones-Salas, 2014), y Tuxtepec (Pérez-Irineo y Santos-Moreno, 2012).

Dentro de ensamblajes de los Carnivora (i.e. grupo de especies filogenéticamente relacionadas dentro de una comunidad; Fauth et al., 1996), se ha estimado la abundancia relativa de varias especies de mesocarnívoros en diferentes tipos de vegetación. En Santiago Comaltepec, Sierra Norte, se registraron nueve especies del grupo donde *Potos flavus* (martucha) y *N. narica* presentaron las abundancias relativas más altas, mientras que *C. latrans* y *Bassariscus astutus* (cacomixtle) fueron las de menor abundancia. El bosque mesófilo de montaña fue el sistema con mayor número de especies (Luna-Krauletz, 2008). En zonas con bosque de pino-encino en Santa Catarina Ixtepeji, se registró un total de diez especies. Los cánidos *C. latrans* y *U. cinereoargenteus* fueron los más abundantes (Botello et al., 2008). En esta área de estudio también se ha evaluado la relación entre la riqueza y la abundancia de mesocarnívoros con algunos componentes de la cobertura vegetal, sin encontrar una correlación significativa entre las variables analizadas (Aldape-López, 2011).

Así mismo, en regiones con selva alta y mediana como en Los Chimalapas y en Cerro Tepezcuintle en el distrito de Tuxtepec, especies de talla media como *N. narica* y *L. pardalis*, mostraron una abundancia relativa alta (Pérez-Irineo y Santos-Moreno, 2010; Pérez-Irineo, 2014). Otro subconjunto de especies integrado por *Conepatus semistriatus* (zorrillo), *Eira barbara* (viejo de monte), *Herpailurus yagouaroundi* (jaguarundi), *U.*

cinereoargenteus y *Procyon lotor* (mapache) presentaron menor abundancia (Pérez-Irineo, 2014).

Por otra parte, sólo algunos estudios proporcionan información sobre el tamaño poblacional o la densidad de una o más especies de mesocarnívoros, entre ellas *L. pardalis* (Pérez-Irineo y Santos-Moreno, 2014), *L. wiedii* (Pérez-Irineo, 2014), *C. leuconotus*, *Mephitis macroura* y *Spilogale pygmaea* (zorrillos; Cervantes et al., 2002), y *Lontra longicaudis* (nutria de río; Briones-Salas et al., 2008; Casariego-Madorell et al., 2008; Duque-Dávila et al., 2013); sin embargo, todos han utilizado diferentes métodos de muestreo para las estimaciones.

JUSTIFICACIÓN

Considerando que Oaxaca ocupa un lugar preponderante a nivel nacional por su alta riqueza mastofaunística y en particular, representa la mayor diversidad de carnívoros del país (Briones-Salas y Sánchez-Cordero, 2004), es necesario realizar trabajos de investigación que contribuyan a la conservación de este grupo de mamíferos dentro del Estado, principalmente orientados al estudio de las especies de talla media y pequeña, puesto que desempeñan un papel ecológico de suma importancia en los ecosistemas. Aunado a ello, la mayoría de estas especies de mesocarnívoros presentan vacíos de información sobre sus tendencias poblacionales o aspectos ecológicos, lo cual es básico para poder implementar estrategias de conservación o manejo (Pérez-Irineo y Santos-Moreno, 2011).

En este sentido, la información sobre la abundancia de los mesocarnívoros es fundamental, particularmente en la toma de decisiones para el desarrollo de estrategias y propuestas efectivas que garanticen la conservación de este grupo de organismos y que a su vez, actúen en beneficio de la conservación de la biodiversidad del ecosistema. Además, la comparación entre tipos de vegetación como la selva mediana perennifolia y el bosque mesófilo de montaña, dos de los ecosistemas considerados ricos en especies, permitirá evaluar y distinguir los factores o variables que influyen en las variaciones de la abundancia y distribución de las especies de mesocarnívoros.

LITERATURA CITADA

- AHUMADA, J. A., C. E. F. SILVA, K. GAJAPERSAD, C. HALLAM, J. HURTADO, E. MARTIN, A. MCWILLIAM, B. MUGERWA, T. O'BRIEN, F. ROVERO, D. SHEIL, W. R. SPIRONELLO, N. WINARNI Y S. J. ANDELMAN. 2011. Community structure and diversity of tropical forest mammals: Data from a global camera trap network. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 366:2703-2711.
- ALDAPE-LÓPEZ, C. T. 2011. Estructura de comunidades de mamíferos carnívoros bajo influencia de manejo forestal en Santa Catarina Ixtepeji, Oaxaca. Tesis de Maestría. Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional-IPN, Oaxaca.
- ALFARO, A. M., J. L. GARCÍA-GARCÍA Y A. SANTOS-MORENO. 2006. Mamíferos de los municipios Santiago Jocotepec y Ayotzintepec, Chinantla Baja, Oaxaca. *Naturaleza y Desarrollo* 4:19-23.
- ALIBHAI, S. K., Z. C. JEWELL Y P. R. LAW. 2008. A footprint technique to identify White rhino *Ceratotherium simum* at individual and species levels. *Endangered Species Research* 4:205-218.
- ARANDA, M., F. BOTELLO Y L. LÓPEZ- DE BUEN. 2012. Diversidad y datos reproductivos de mamíferos medianos y grandes en el bosque mesófilo de montaña de la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán, Jalisco-Colima, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 83:778-784.
- ARISPE, R., C. VENEGAS Y D. RUMIZ. 2008. Abundancia y patrones de actividad del mapache (*Procyon cancrivorus*) en un bosque chiquitano de Bolivia. *Mastozoología Neotropical* 15:323-333.
- ÁVILA-NÁJERA D. M., C. CHÁVEZ, M. A. LAZCANO-BARRERO, SERGIO PÉREZ-ELIZALDE Y J. L. ALCÁNTARA-CARBJAL. 2015. Estimación poblacional y conservación de felinos (Carnívora: Felidae) en el norte de Quintana Roo, México. *Revista de Biología Tropical* 63:799-813.
- BELANT, J. L., J. SCHIPPER Y J. CONROY. 2009. The conservation status of small carnivores in the Americas. *Small Carnivore Conservation* 41:3-8.
- BEKOFF, M., T. J. DANIELS Y J. L. GITTLEMAN. 1984. Life history patterns and the comparative social ecology of carnivores. *Annual Reviews Ecology and Systematic* 15:191-232. <http://www.jstor.org/stable/2096947>
- BOTELLO, F., V. SÁNCHEZ-CORDERO Y G. GONZÁLEZ. 2008. Diversidad de carnívoros en Santa Catarina Ixtepeji, Sierra Madre de Oaxaca, México. Pp. 335-354. En: Lorenzo, C., E. Espinoza y J. Ortega (eds.). *Avances en el estudio de los mamíferos de México*, vol. II. Asociación Mexicana de Mastozoología, A. C. México, D.F.
- BRIONES-SALAS, M. A. Y V. SÁNCHEZ-CORDERO. 2004. Mamíferos. Pp. 423-447. En: García-Mendoza, A. J., M. J. Ordóñez y M. A. Briones-Salas (eds.). *Biodiversidad de Oaxaca*. Instituto de Biología-UNAM, Fondo Oaxaqueño para la conservación de la naturaleza y World Wildlife Fund. Ciudad de México, México.
- BRIONES-SALAS, M. A., J. CRUZ-ALFARO, J. P. GALLO Y V. SÁNCHEZ-CORDERO. 2008. Abundancia relativa de la nutria neotropical (*Lontra longicaudis annestens*) en el río Zimatán en la costa de Oaxaca, México. Pp. 355-376. En: Lorenzo, C., E. Espinoza y J. Ortega (eds.). *Avances en el estudio de los mamíferos de México*, vol. II. Asociación Mexicana de Mastozoología, A. C. México, D.F.

- BUENO, F. 1996. Importancia ecológica de los carnívoros. Pp.171-182. En: García-Perea, R., R. A. Baquero, R. Fernández-Salvador y J. Gisbert (eds.). Carnívoros: evolución, ecología y conservación. CSIC-MNCN, SECEM. Madrid, España.
- BUENROSTRO-SILVA, A., M. ANTONIO-GUTIÉRREZ Y J. GARCÍA-GRAJALES. 2012. Mamíferos del Parque Nacional Lagunas de Chacahua y la Tuza de Monroy, Oaxaca, México. *Acta Zoológica Mexicana* 28:56-72.
- BUSKIRK, S. W. Y W. J. ZIELINSKI. 2003. Small and mid-sized carnivores. Pp. 207-249. En: Zabel, C. y R. G. Anthony (eds.). *Mammal Community Dynamics. Management and conservation in the coniferous forests of Western North America*. Cambridge University Press. Cambridge, Reino Unido.
- CARBAJAL-VILLAREAL, S., A. CASO, P. DOWNEY, A. MORENO, M. E. TEWES Y L. I. GRASSMAN. 2012. Spatial patterns of the margay (*Leopardus wiedii*; Felidae, Carnivora) at “El Cielo” Biosphere Reserve, Tamaulipas, Mexico. *Mammalia* 76:237-244.
- CASARIEGO-MADONELL, MA., R. LIST Y G. CEBALLOS. 2008. Tamaño poblacional y alimentación de la nutria de río (*Lontra longicaudis annectens*) en la costa de Oaxaca, México. *Acta Zoológica Mexicana* 24:179-200.
- CEBALLOS, G. Y J. H. BROWN. 1995. Global patterns of mammalian diversity, endemism, and endangerment. *Conservation Biology* 9:559-568.
- CEBALLOS, G. Y J. ARROYO-CABRALES. 2012. Lista actualizada de los mamíferos de México 2012. *Revista Mexicana de Mastozoología Nueva época* 2:27-80.
- CEBALLOS, G., J. ARROYO-CABRALES, R. MEDELLÍN, L. MEDRANO GONZÁLEZ Y G. OLIVA. 2005. Diversidad y conservación de los mamíferos de México. Pp. 21-66. En: Ceballos, G. y G. Oliva (eds.). *Los mamíferos silvestres de México*. Fondo de Cultura Económica y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Ciudad de México, México.
- CERVANTES, F. A., J. LOREDO Y J. VARGAS. 2002. Abundance of sympatric skunks (Mustelidae: Carnivora) in Oaxaca, Mexico. *Journal of Tropical Ecology* 18:463-469.
- CORTÉS-MARCIAL, M Y M. BRIONES-SALAS. 2014. Diversidad, abundancia relativa y patrones de actividad de mamíferos medianos y grandes en una selva seca del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México. *Revista de Biología Tropical* 62:1433-1448.
- CROOKS, K. 2002. Relative sensitivities of mammalian carnivores to hábitat fragmentation. *Conservation Biology* 16:488-502.
- CROOKS, K. Y M. SOULÉ. 1999. Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. *Nature* 400:563-566.
- CUELLAR, E., L. MAFFEI, R. ARISPE Y A. NOSS. 2006. Geoffroy’s cats at the northern limit of their range: activity patterns and density estimates from camera trapping in Bolivian dry forest. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 41:169-177.
- DI BITETTI, M. S., A. PAVIOLO Y C. DE ANGELO. 2006. Density, habitat use and activity patterns of ocelots (*Leopardus pardalis*) in the Atlantic Forest of Misiones, Argentina. *Journal of Zoology* 270:153-163.
- DILLON, A. Y M. J. KELLY. 2007. Ocelot *Leopardus pardalis* in Belize: The impact of trap spacing and distance moved on density estimates. *Oryx* 41:469-477.
- DÍAZ-PULIDO, A. Y E. PAYÁN-GARRIDO. 2012. Manual de fototrampeo. Una herramienta para la conservación de la biodiversidad de Colombia. Instituto de Investigaciones

- de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt y Panthera Colombia. Bogotá, Colombia.
- DUQUE-DÁVILA, D. L., E. MARTÍNEZ-RAMÍREZ, F. J. BOTELLO-LÓPEZ Y V. SÁNCHEZ-CORDERO. 2013. Distribución, abundancia y hábitos alimenticios de la nutria (*Lontra longicaudis annectens* Major, 1897) en el Rio Grande, Reserva de la Biosfera Tehuacán-Cuicatlán, Oaxaca, México. *Therya* 4:281-296.
- EWER, R. F. 1998. *The Carnivores*. Cornell University Press. Nueva York, EE.UU.
- FAUTH, J. E., J. BERNARDO, M. CAMARA, W. J. RESETARITS, J. VAN BUSKIRK Y S. A. MCCOLLUM. 1996. Simplifying the jargon of community ecology: a conceptual approach. *American Naturalist* 147:282-286.
- FULLER, T. K. Y P. R. SIEVERT. 2001. Carnivore demography and the consequences of changes in prey availability. Pp. 163-178. En: Gittleman, J. L., S. M. Funk, D. W. Macdonald y R. K. Wayne (eds.). *Carnivore conservation*. Cambridge University Press. Cambridge, Reino Unido.
- FULLER, T.K., E. C. YORK, S. M. POWELL, T. A. DECKER Y R. M. DEGRAAF. 2001. An evaluation of territory mapping to estimate fisher density. *Canadian Journal of Zoology* 79:1691-1696.
- GAONA, P., P. FERRERAS Y M. DELIBES. 1998. Dynamics and viability of a metapopulation of the endangered Iberian lynx (*Lynx pardinus*). *Ecological Monographs* 68:349-370.
- GARROTT, R. A., P. J. WHITE Y C. A. VANDERBILT-WHITE. 1993. Overabundance: an issue for conservation biologists? *Conservation Biology* 7:946-949. DOI: 10.1046/j.1523-1739.1993.740946.x
- GEHRT, S. Y W. CLARK. 2003. Raccoons, coyotes, and reflections on the mesodepredator release hypothesis. *Wildlife Society Bulletin* 31:836-842.
- GESE, E. M. 2001. Monitoring of terrestrial carnivore populations. Pp. 372-396. En: Gittleman, J. L., S. M. Funk, D. W. Macdonald y R. K. Wayne (eds.). *Carnivore conservation*. Cambridge University Press. Cambridge, Reino Unido.
- GIPSON, P. S. Y D. E. BRILLHART. 1995. The coyote: an indicator species of environmental change on the Great Plains. Pp. 305-307. En: LaRoe, E. T., G. S. Farris, C. E. Puckett, P. D. Doran y M. J. Mac (eds.). *Our Living Resources: A report to the Nation on the distribution, abundance, and health of U.S. plants, animals, and ecosystems*. Department of the Interior, National Biological Service. Washington, EE.UU.
- GITTLEMAN, J. L. 1989. *Carnivore behavior, ecology and evolution*, vol. I. Cornell University Press. Nueva York, EE.UU.
- GITTLEMAN, J. L., S. M. FUNK, D. W. MACDONALD Y R. K. WAYNE. 2001. Why “carnivore conservation”? Pp. 1-7. En: Gittleman, J. L., S. M. Funk, D. W. Macdonald y R. K. Wayne (eds.). *Carnivore conservation*. Cambridge University Press. Cambridge, Reino Unido.
- GODÍNEZ-ÁLVAREZ, H., A. ROJAS-MARTÍNEZ Y P. ZARCO-MENDOZA. 2007. Dispersión de semillas por mamíferos: el caso del valle de Tehuacán, una zona árida del centro de México. Pp. 135-149. En: Sánchez-Rojas, G. y A. Rojas-Martínez (eds.). *Tópicos en sistemática, biogeografía, ecología y conservación de mamíferos*. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Hidalgo, México.

- GONZÁLEZ-MAYA, J. F., A. A. CEPEDA, J. L. BELANT, D. A. ZÁRRATE-CHARRY, S. A. BALAGUERA-REINA Y A. RODRÍGUEZ-BOLAÑOS. 2011a. Research priorities for the small carnivores of Colombia. *Small Carnivore Conservation* 44:7-13.
- GONZÁLEZ-MAYA, J. F., A. DE LA TORRE, C. CHÁVEZ, O. MONROY-VILCHIS Y J. L. BELANT. 2011b. I Simposio ecología y conservación de pequeños carnívoros (Felidae, Mustelidae, Procyonidae y Mephitidae) en Mesoamérica. *Mastozoología Neotropical* 18:331-338.
- GOULART, F. V. B., M. E. GRAIPEL, M. A. TORTATO, I. R. GHIZONI-JR, L. G. R. OLIVEIRA-SANTOS Y N. C. CÁCERES. 2009. Ecology of the ocelot (*Leopardus pardalis*) in Atlantic Forest of Southern Brazil. *Neotropical Biology and Conservation* 4:137-143.
- GUTIÉRREZ-GONZÁLEZ, C. 2008. La comunidad de carnívoros en dos tipos de vegetación de la zona semiárida de Cadereyta, Qro. Tesis de Maestría. Instituto de Ecología, A.C.
- HALL, R. 1981. The mammals of North America. John Wiley-Sons. EE.UU.
- HEILBRUN, R., N. SILVY, M. PETERSON Y M. TEWES. 2006. Estimating bobcat abundance using automatically triggered cameras. *Wildlife Society Bulletin* 34:69-73.
- HERNÁNDEZ-DÍAZ, M., P. RAMÍREZ-BARAJAS, C. CHÁVEZ, B. SCHMOOK Y S. CALMÉ. 2012. Presencia y abundancia relativa de carnívoros en una selva dañada por el huracán Dean (2007). *Revista Mexicana de Biodiversidad* 83:790-801.
- HERRERA, C. M. 1989. Frugivory and seed dispersal by carnivorous mammals, and associated fruit characteristics, in undisturbed mediterranean habitats. *Oikos* 55:250-262.
- HIDALGO-MIHART, M., L. CANTÚ-SALAZAR, A. GONZÁLEZ-ROMERO Y C. LÓPEZ-GONZÁLEZ. 2004. Historical and present distribution of coyote (*Canis latrans*) in México and Central America. *Journal of Biogeography* 31:2025-2038.
- JORDAN, M. J., R. H. BARRET Y K. L. PURCELL. 2011. Camera trapping estimates of density and survival of fishers *Martes pennanti*. *Wildlife Biology* 17:266-276.
- KARANTH, K. U. 1995. Estimating tiger *Panthera tigris* populations from camera-trap data using capture recapture models. *Biological Conservation* 71:333-338.
- KARANTH, K. U. Y J. D. NICHOLS. 1998. Estimation of tiger densities in India using photographic captures and recaptures. *Ecology* 79:2852-2862.
- KARANTH, K. U., J. D. NICHOLS, J. SEIDENSTICKER, E. DINERSTEIN, J. L. D. SMITH, C. MCDUGAL, A. J. T. JHNSINGH, R. S. CHUNDAWAT Y V. THAPAR. 2003. Science deficiency in conservation practice: the monitoring tiger populations in India. *Animal Conservation* 6:141-146.
- KAYS, R. W. Y K. M. SLAUSON. 2008. Remote cameras. Pp. 110-140. En: Long, R. A., P. Mackay, W. J. Zielinski y J. C. Ray. *Noninvasive Survey Methods for Carnivores*. Island Press. Washington, EE.UU.
- KELLY, M. J. 2003. Jaguar monitoring in the Chiquibul Forest, Belize. *Caribbean Geography* 13:19-32.
- KELLY, M. J. Y E. L. HOLUB. 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* 15:249-262.
- KELLY, M. J., A. J. NOSS, M. S. DI BITETTI, L. MAFFEI, R. L. ARISPE, A. PAVIOLO, C. D. DE ANGELO Y Y. E. DI BLANCO. 2008. Estimating puma densities from camera trapping

- across three study sites: Bolivia, Argentina, Belize. *Journal Mammalogy* 89:408-418.
- KRAUSMAN, P. R. 1999. Some Basic Principles of Habitat Use. Pp. 85-90. En: Launchbaugh, K. L., K. D. Sanders y J. C. Mosley (eds.). *Grazing Behavior of Livestock and Wildlife*. University of Idaho. Moscú, Rusia.
- LAVARIEGA, M. C., M. BRIONES-SALAS Y R. M. GÓMEZ-UGALDE. 2012. Mamíferos medianos y grandes de la Sierra de Villa Alta, Oaxaca, México. *Mastozoología Neotropical* 19:225:241.
- LINKIE, M. Y M. S. RIDOUT. 2011. Assessing tiger-prey interactions in Sumatran rainforests. *Journal of Zoology* 284:224-229.
- LIRA-TORRES, I. Y M. BRIONES-SALAS. 2012. Abundancia relativa y patrones de actividad de los mamíferos de los Chimalapas, Oaxaca, México. *Acta Zoológica Mexicana* 28:566-585.
- LÓPEZ-GONZÁLEZ, C. A., D. E. BROWN Y J. P. GALLO-REYNOSO. 2003. The ocelot *Leopardus pardalis* in northwestern Mexico: ecology, distribution and conservation status. *Oryx* 37:358-364. DOI: <http://dx.doi.org/10.1017/S0030605303000620>
- LUNA-KRAULETZ, M. D. 2008. Conservación de carnívoros en el área comunal protegida de Santiago Comaltepec, Sierra Madre de Oaxaca, México. Tesis de Maestría. Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional-IPN, Oaxaca.
- LYRA-JORGE, M. C, G. CIOCHETI, V. R. PIVELLO Y S. T. MEIRELLES. 2008. Comparing methods for sampling large- and medium-sized mammals: camera traps and track plots. *European Journal of Wildlife Researches* 54:739-744.
- MACKENZIE, D. I. Y J. A. ROYLE, 2005. Designing occupancy studies: General advice and allocating survey effort. *Journal of Applied Ecology* 42:1105-1114.
- MAFFEI, L., E. CUELLAR Y A. NOSS. 2004. One thousand jaguars (*Panthera onca*) in Bolivia's Chaco? Camera trapping in the Kaa-Iya National Park. *Journal of Zoology* 262:295-304.
- MAFFEI, L., A. J. NOSS, E. CUELLAR Y D. I. RUMIZ. 2005. Ocelot (*Felis pardalis*) population densities, activity, and ranging behaviour in the dry forests of eastern Bolivia: data from camera trapping. *Journal of Tropical Ecology* 21:1-6.
- MANDUJANO, S. 2011. Conceptos generales de ecología poblacional en el manejo de fauna silvestre. Pp. 37-60. En: Gallina, S. y C. López-González (eds.). *Manual de técnicas para el estudio de la fauna*. Vol. I. Universidad Autónoma de Querétaro-Instituto de Ecología, A. C. México. Querétaro, México.
- MANZO, E., P. BARTOLOMMEI, J. M. ROWCLIFFE Y R. COZZOLINO. 2012. Estimation of population density of European pine marten in central Italy using camera trapping. *Acta Theriol* 57:165-172.
- MARTÍNEZ, G. Y. Y A. CADENA. 2000. Caracterización, evaluación y uso de hábitats de zorro perruno (*Cerdocyon thous*) en los llanos orientales de Colombia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas Físicas y Naturales* 24:383-391.
- MITTERMEIER, R. A. Y C. GOETTSCHE. 1992. La importancia de la diversidad biológica de México. Pp. 63-73. En: Sarukhán, J. y R. Dirzo (eds.). *México ante los retos de la biodiversidad*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Ciudad de México, México.

- MONROY-VILCHIS, O., M. M. ZARCO-GONZÁLEZ, C. RODRÍGUEZ-SOTO, L. SORIA-DÍAZ Y V. URIOS. 2011. Fototrampeo de mamíferos en la Sierra de Nanchititla, México: abundancia relativa y patrón de actividad. *Revista Biología Tropical* 59:378-383.
- MORUZZI, T. L., T. K. FULLER, R. M. DEGRAAF, R. T. BROOKS Y W. LI. 2002. Assessing remotely triggered cameras for surveying carnivore distribution. *Wildlife Society Bulletin* 30:380-386.
- NARANJO, E. J. 2000. Estimaciones de la abundancia y densidad en poblaciones de fauna silvestre tropical. Pp. 37-46. En: Cabrera, E., C. Mercolli y R. Resquín (eds). *Manejo de fauna silvestre en Amazonia y Latinoamérica*. CITES Paraguay, Fundación Moisés Bertoni, Universidad de Florida. Paraguay.
- NOWAK, R. M. 1999. *Walker's mammals of the world*. Johns Hopkins University Press. Baltimore, EE.UU.
- O'BRIEN, T. 2011. Abundance, density and relative abundance: a conceptual framework. Pp. 71-96. En: O'Connell, A. F., J. D. Nichols y K. U. Karanth (eds.). *Camera traps in animal ecology: methods and analyses*. Springer. Nueva York, EE.UU.
- O'BRIEN, T., M. KINNAIRD Y H. WIBISONO. 2003. Crouching tigers, hidden prey: Sumatran tiger and prey populations in a tropical landscape. *Animal Conservation* 6:131-139.
- O'CONNELL, A. F., J. D. NICHOLS Y K. U. KARANTH. 2011. *Camera Traps in Animal Ecology: Methods and Analyses*. Springer. Nueva York, EE.UU.
- OJASTI, J. 2000. *Manejo de fauna silvestre neotropical*. SI-MAB Series #5. Smithsonian Institution-MAB Biodiversity Program. Washington, EE.UU.
- ORJUELA, O. Y G. JIMÉNEZ. 2004. Estudio de la abundancia relativa para mamíferos en diferentes tipos de coberturas y carretera, Finca Hacienda Cristales, área Cerritos-La Virginia, municipio de Pereira, departamento de Risadla-Colombia. *Universitas Scientiarum* 9:87-96.
- PEREIRA, J. A., M. S. DI BITETTI, N. G. FRACASSI, A. PAVIOLO, C. D. DE ANGELO, Y. E. DI BLANCO Y A. J. NOVARO. 2011. Population density of Geoffroy's cat in scrublands of central Argentina. *Journal of Zoology* 283:37-44.
- PÉREZ-IRINEO, G. 2014. Análisis del uso de recursos e interacciones en un ensamblaje de mamíferos carnívoros. Tesis de Doctorado. Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional-IPN, Oaxaca.
- PÉREZ-IRINEO, G. Y A. SANTOS-MORENO. 2010. Diversidad de una comunidad de mamíferos carnívoros en una selva mediana del noroeste de Oaxaca, México. *Acta Zoológica Mexicana* 26:721-736.
- PÉREZ-IRINEO, G. Y A. SANTOS-MORENO. 2011. El estudio de los Carnivora (Mammalia) en Oaxaca, México. *Naturaleza y Desarrollo* 9:26-36.
- PÉREZ-IRINEO, G. Y A. SANTOS-MORENO. 2012. Diversidad de mamíferos terrestres de talla grande y media de una selva subcaducifolia del noroeste de Oaxaca, México. *Revista Mexicana de Mastozoología* 83:164-169.
- PÉREZ-IRINEO, G. Y A. SANTOS-MORENO. 2013. Riqueza de especies y gremios tróficos de mamíferos carnívoros en una selva alta del sureste de México. *Therya* 4:551-564.
- PÉREZ-IRINEO, G. Y A. SANTOS-MORENO. 2014. Density, distribution, and activity of the ocelot *Leopardus pardalis* (Carnivora: Felidae) in Southeast Mexican rainforests. *Revista de Biología Tropical* 62:1421-1432.

- PÉREZ-LUSTRE, M., R. G. CONTRERAS-DÍAZ Y A. SANTOS-MORENO. 2006. Mamíferos del Bosque Mesófilo de Montaña del Municipio de San Felipe Usila, Tuxtepec, Oaxaca, México. *Revista Mexicana de Mastozoología* 10:88-91.
- PITA, R., A. MIRA, F. MOREIRA, R. MORGADO Y P. BEJA. 2009. Influence of landscape características on carnivore diversity and abundance in Mediterranean farmland. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 132:57-65.
- PONCE-GUEVARA, E., K. PELZ-SERRANO Y C. A. LÓPEZ-GONZÁLEZ. 2005. Coyote abundance in relation to hábitat characteristics in Sierra San Luis, Sonora, México. Pp. 337-340. En: Gottfried, G. J., B. S. Gebow, L. G. Eskew y C. B. Edminster (comp.). *Connecting mountain islands and desert seas: biodiversity and management of the Madrean Archipelago II*. USDA, Forest Service, Proceedings RMRS-P-36. Arizona, EE.UU.
- PRUGH, L., C. STONER, C. EPPS, W. BEAN, W. RIPPLE, A. LALIBERTE Y J. BRASHARES. 2009. The rise of the mesopredator. *BioScience* 59:779-791.
- RAY, J. C. 2000. Mesocarnivores of Northeastern North America: Status and Conservation Issues. *Wildlife Conservation Society Working Paper No. 15*. Nueva York, EE.UU.
- RIDOUT, M. S. Y M. LINKIE. 2009. Estimating overlap of daily activity patterns from camera trap data. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics* 14:322-337. <http://link.springer.com/article/10.1198/jabes.2009.08038>
- ROEMER, G. W., M. E. GOMPPER Y B. VAN VALKENBURGH. 2009. The ecological role of the mammalian mesocarnivore. *BioScience* 59:165-173.
- ROVERO, F., M. TOBLER Y J. SANDERSON. 2010. Camera trapping for inventorying terrestrial vertebrates. Pp. 100-128. En: Jutta Eymann, J. D., C. Häuser, J. C. Monje, Y. Samyn y D. Van den Spiegel (eds.). *Manual on field recording techniques and protocols for all taxa biodiversity inventories*. Belgium Focal Point to the GTI. Bruselas, Bélgica.
- ROWCLIFFE, J. M., J. FIELD, S. T. TURVEY Y C. CARBONE. 2008. Estimating animal density using camera traps without the need for individual recognition. *Journal of Applied Ecology* 45:1228-1236.
- ROYLE, J. A. Y J. D. NICHOLS. 2003. Estimating abundance from repeated presence-absence data or point counts. *Ecology* 84:777-790.
- SADLER, L. M. J., C. C. WEBBON, P. J. BAKER Y S. HARRIS. 2004. Methods fo monitoring red foxes *Vulpes vulpes* and badgers *Meles meles*: are field signs the answer? *Mammal Review* 1:75-98.
- SANDERSON, J. G. Y M. TROLLE. 2005. Monitoring elusive mammals: Unattended cameras reveal secrets of some of the world's wildest places. *American Scientist* 93:148-155.
- SANTOS-MORENO, A. Y G. PÉREZ-IRINEO. 2013. Abundancia de tepezcuintle (*Cuniculus paca*) y relación de su presencia con la de competidores y depredadores en una selva tropical. *Therya* 4:89-98.
- SARMENTO, P., J. CRUZ, C. EIRA Y C. FONSECA. 2009. Evaluation of camera trapping for estimating red fox abundance. *Journal of Wildlife Management* 73:1207-1212.
- SCHIPPER, J., M. HOFFMANN, J. W. DUCKWORTH Y J. CONROY. 2008. The 2008 IUCN red listings of the world's small carnivores. *Small Carnivore Conservation* 39:29-34.
- SERVÍN, J. 2013. Perspectivas de estudio, conservación y manejo de los Carnívoros en México. *Therya* 3:427-430.

- SILVEIRA, L., A. T. A. JÁCAMO & J. A. F. DINIZ-FILHO. 2003. Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. *Biological Conservation* 114:351-355.
- SILVER, C. S., L. E. T. OSTRO, L. K. MARSH, L. MAFFEI, A. J. NOSS, M. J. KELLY, R. B. WALLACE, H. GÓMEZ Y G. AYALA. 2004. The use of camera traps for estimating jaguar *Panthera onca* abundance and density using capture/recapture analysis. *Oryx* 38:148-154.
- SOLLMANN, R., A. MOHAMED, H. SAMEJINA Y A. WILTING. 2013. Risky business or simple solution – Relative abundance indices from camera-trapping. *Biological Conservation* 159:405-412.
- SUNARTO, R. SOLLMANN, A. MOHAMED Y M. J. KELLY. 2013. Camera trapping for the study and conservation of tropical carnivores. *The Raffles Bulletin of Zoology* 28:21-42.
- SUNQUIST, M. E. Y F. C. SUNQUIST. 2001. Changing landscapes: consequences for carnivores. Pp. 399-418. En: Gittleman, J. L., S. M. Funk, D. W. Macdonald y R. K. Wayne (eds.). *Carnivore Conservation*. Cambridge University Press. Cambridge, Reino Unido.
- TERBORGH, J., J. A. ESTES, P. PAQUET, K. RALLS, D. BOYD-HEGER, B. J. MILLER Y R. F. NOSS. 1999. The role of top carnivore in regulating terrestrial ecosystems. Pp. 39-64. En: Soulé, M. y J. Terborgh (eds.). *Continental Conservation*. The Island Press. Washington, EE.UU.
- TOBLER, M. W., S. E. CARRILLO-PERCASTEGUI, R. LEITE PITMAN, R. MARES Y G. POWELL. 2008. An evaluation of camera traps for inventoring large- and medium-sized terrestrial rainforest mammals. *Animal Conservation* 11:169-178.
- TORRE, I., A. ARRIZABALAGA Y C. FLAQUER. 2003. Estudio de la distribución y abundancia de carnívoros en el Parque Natural del Montnegre I El Corredor mediante trampeo fotográfico. *Galemys* 15:15-28.
- TROLLE, M. Y M. KERY. 2003. Estimation of ocelot density in the pantanal using capture-recapture analysis of camera-trapping data. *Journal of Mammalogy* 84:607-614.
- TURCHIN, P. 2003. *Complex population dynamics: a theoretical/empirical synthesis*. Monographs in population biology. Princeton University Press. Nueva Jersey, EE.UU.
- VAN VALKENBURGH, B. 1989. Carnivore dental adaptations and diet: a study of trophic diversity within guilds. Pp. 410-436. En: Gittleman, J. L. *Carnivore, behavior, ecology, and evolution*, vol. I. Cornell University Press. Nueva York, EE.UU.
- VERDADE, L. M., L. M. ROSALINO, C. GHELER-COSTA, N. M. PEDROSO Y M. C. LYRA-JORGE. 2011. Adaptation of mesocarnivores (Mammalia: Carnivora) to agricultural landscapes in Mediterranean Europe and Southeastern Brazil: a trophic perspective. Pp. 1-38. En: Rosalino, L. M. y C. Gheler-Costa. *Middle-sized carnivores in agricultural landscapes*. Nova Science Publishers, Inc.
- VIRGÓS, E., J. L. TELLERÍA Y T. SANTOS. 2002. A comparison on the response to forest fragmentation by medium-sized Iberian carnivores in central Spain. *Biodiversity and Conservation* 11:1063-1079.
- WALKER, R. S, A. J. NOVARO Y J. D. NICHOLS. 2000. Consideraciones para la estimación de abundancia de poblaciones de mamíferos. *Mastozoología Neotropical* 7:73-80.
- WEABER, W. Y A. RABINOWITZ. 1996. A global perspective on large carnivore conservation. *Conservation Biology* 10:1046-1056.

WILSON, G. J. Y R. J. DELAHAY. 2001. A review of methods to estimate the abundance of terrestrial carnivores using field signs and observation. *Wildlife Research* 28:151-164.

CAPÍTULO II

ABUNDANCIA DE MESOCARNÍVOROS EN DOS TIPOS DE VEGETACIÓN EN LA SIERRA NORTE DE OAXACA, MÉXICO

En las comunidades terrestres, la mayoría de las especies pertenecientes al orden Carnívora son de talla pequeña y media (<15 kg), denominadas mesocarnívoros (Buskirk y Zielinski, 2003; Roemer et al., 2009). La presencia de estas especies en los ecosistemas juega un papel determinante en la organización y dinámica de los niveles tróficos de los que forman parte (Terborgh et al., 1999; Torre et al., 2003; Roemer et al., 2009), como agentes controladores de poblaciones presa (Roemer et al., 2009) o como dispersores de semillas, principalmente (Herrera, 1989; Godínez-Álvarez et al., 2007).

La abundancia de los mesocarnívoros es poco conocida (González-Maya et al., 2011; Servin, 2013), aunque puede estar fuertemente determinada por diversos factores, entre ellos la disponibilidad de recursos, las interacciones, las enfermedades y variables ambientales (Fuller y Sievert, 2001; Turchin, 2003; de Oliveira et al., 2010). Así mismo, la estructura de la vegetación, en especial la cobertura arbórea, es otro factor ecológico importante, puesto que proporciona alimento y refugio contra depredadores y variaciones climáticas (Martínez y Cadena, 2000; Ojasti, 2000; Virgós et al., 2002; Pita et al., 2009).

Las variaciones en el tamaño poblacional de este grupo también dependen en gran medida de las características biológicas y ecológicas intrínsecas de cada especie (Sunquist y Sunquist, 2001; Crooks, 2002). Por ejemplo, la dieta y la especialización en el uso de los recursos, contribuyen en su capacidad de respuesta ante los cambios del paisaje (Crooks, 2002; Virgós et al., 2002). En general, las especies de hábitos generalistas en dieta o hábitat presentan mayor abundancia que las especies especialistas, las cuales tienden a ser más sensibles y vulnerables (Bekoff et al., 1984; Ray, 2000; Sunquist y Sunquist, 2001; Verdade et al., 2011).

En las últimas décadas, la técnica de fototrampeo ha permitido la estimación del tamaño poblacional o la densidad de varias especies con hábitos elusivos y crípticos, particularmente de carnívoros de talla grande (O'Connell et al., 2011; Sunarto et al., 2013). La mayoría de estas estimaciones han utilizado Modelos de Captura-Recaptura (Karanth, 1995; Karanth y Nichols, 1998), los cuales requieren en principio el reconocimiento

individual. Sin embargo, los mesocarnívoros (con excepción de la mayoría de especies de felinos) no presentan patrones de marcas reconocibles, es decir, no pueden ser identificados individualmente a partir de fotografías.

En este sentido, los estudios sobre la abundancia de estas especies utilizando el fototrampeo son limitados, aunque a menudo se recurre a los índices de abundancia relativa (IAR; O'Brien et al., 2003; O'Brien, 2011). El uso de índices para hacer inferencias de la abundancia a través del tiempo y el espacio es controversial y cuestionable (Jennelle et al., 2002; Sollmann et al., 2013), pero es una forma común y rápida de evaluar el estado de las poblaciones sin considerar las variaciones en la detectabilidad de las especies.

No obstante, un enfoque alternativo para estimar la abundancia y que no requiere el reconocimiento individual es el modelo de encuentros aleatorios (MEA; Rowcliffe et al., 2008), también conocido como modelo de gas ideal. Este modelo estima la densidad en función de las tasas de encuentro entre los animales y las trampas cámara, considerando el período de actividad y la velocidad de movimiento de la especie, así como los parámetros de la zona de detección de la trampa cámara (Rowcliffe et al., 2008). El MEA presenta ciertas limitaciones y algunos supuestos difíciles de cumplir, como el movimiento aleatorio e independiente de los animales (Foster y Harmsen, 2012; Sollmann et al., 2013), pero ha proporcionado estimaciones confiables de la densidad de varias especies (Rowcliffe et al., 2008; Manzo et al., 2012; Santos-Moreno y Pérez-Irineo, 2013; Carbajal-Borges et al., 2014).

La estimación de la abundancia o densidad de las poblaciones y su variación espacio-temporal, es información básica y de suma importancia en el manejo de la fauna silvestre, principalmente para la toma de decisiones (Ojasti, 2000; O'Brien, 2011; Sollmann et al., 2013). Por ello, el objetivo de este estudio es estimar la densidad de especies de mesocarnívoros y su variación temporal en un bosque mesófilo de montaña y en una selva mediana perennifolia en el sureste de México, así como evaluar la relación entre la abundancia de cada especie con características de la estructura de la vegetación, la presencia humana, la de depredadores y la de presas.

Debido a la cobertura arbórea densa y a la baja presencia humana que presenta el bosque mesófilo de montaña, es de esperar una mayor densidad por especie en este tipo de vegetación. Así mismo, con base en las características ecológicas particulares de los

mesocarnívoros, se espera que las especies generalistas presenten una mayor densidad, independientemente del tipo de vegetación, en comparación con las especies especialistas que se restringen a un tipo de alimento o hábitats específicos. En cuanto a la variación temporal, se espera que las especies muestren densidades altas en la temporada lluviosa, debido principalmente a la mayor disponibilidad de alimento.

MATERIALES Y MÉTODOS--*Área de Estudio*--Se localiza en la región Sierra Norte de Oaxaca, México, en la comunidad de San Isidro Yólox (17°38'0.51"N, 96°25'2.56"W), municipio de San Pedro Yólox, distrito de Ixtlán de Juárez (Fig. 1). La zona presenta pendientes pronunciadas, se ubica dentro de la Provincia fisiográfica Sierra Madre del Sur (INEGI, 2009), y forma parte de la Región Terrestre Prioritaria Sierras del Norte de Oaxaca-Mixe (RTP-130; Arriaga et al., 2000). El clima es de tipo cálido húmedo con temperatura media anual que fluctúa entre 22-26°C, y templado húmedo con temperatura media anual entre 16-20°C. La precipitación va de 2,500 a 4,000 mm (Trejo, 2004).

Los principales tipos de vegetación son la selva mediana perennifolia y el bosque mesófilo de montaña. La selva mediana perennifolia se desarrolla en elevaciones entre 500-1,000 msnm; presenta varios estratos arbóreos constituidos por especies que van de 4-20 m de altura, como *Cedrela odorata*, *Brosimum alicastrum*, *Diospyros nygra*, *Cecropia obtusifolia*, *Persea schiedeana*, *Tabebuia rosea*, *Heliocarpus appendiculatus*, *Cordia alliodora*, *Exostema mexicanum*, *Pouteria durlandii* y *Louteridium donnell-smothii*, entre otras. También es posible encontrar a *Chamaedorea elatior*, *Ch. tepejilote*, *Anthurium schlechtendalii* y varias especies de helechos y bejucos (Torres-Colín, 2004). Esta zona presenta áreas de cultivo, potreros, zonas abiertas y algunos asentamientos humanos.

El bosque mesófilo de montaña se establece entre los 1,300-2,500 msnm, con lluvias durante casi todo el año. Fisonómicamente forman bosques densos, con árboles de 7-20 m de altura de *Quercus candicans*, *Pinus patula*, *Liquidambar styraciflua*, *Weinmannia pinnata*, *Styrax glabrescens*, *Ternstroemia sylvatica* y *Cyathea* sp. El estrato arbustivo está dominado por especies como *Miconia lonchopylla*, *Calyptranthes schiedeana*, *Bejaria aestuans* y *Mollinedia* sp., aunque también diferentes especies trepadoras son comunes (Torres-Colín, 2004). En la región se presentan los bosques mesófilos mejor conservados

de México (Arriaga et al., 2000), con baja fragmentación y sin intervención humana en la zona.

Muestreo--El estudio se realizó de julio 2014 a junio 2015 y se utilizó el método de trampas cámara para el registro de las especies. Se seleccionaron dos sitios de muestreo, tanto en selva mediana perennifolia como en bosque mesófilo de montaña. Dentro de cada sitio, se estableció un polígono colocando de manera permanente de 10-12 trampas cámara separadas entre sí por una distancia promedio de 500 ± 100 m (Pérez-Irineo y Santos-Moreno, 2010; Hernández-Díaz et al., 2012). Las trampas cámara utilizadas fueron los modelos Bushnell Trophy Cam™ (5 MP) y Moultrie 990i Digital Game Camera (4 MP) con sensor infrarrojo pasivo, configuradas para permanecer activas las 24 h del día con un período de retraso mínimo entre fotografías de 0.16 min.

Cada trampa se colocó por lo menos a 2 m del punto más cercano donde un animal puede cruzar el campo de detección del sensor, para ello se quitaron las plantas o troncos que pudieran obstruirlo, evitando la disminución de la capacidad de detección y la producción de fotografías nulas. Los equipos se aseguraron a los árboles con un cable de acero flexible, a una altura aproximada de 20-30 cm. No se utilizó atrayentes para evitar sesgos en las estimaciones de la abundancia (Medellín et al., 2006). Así mismo, la ubicación de las estaciones de trampeo fue georeferenciada con ayuda de un GPS Garmin Map 60 CS para registrar la posición de los individuos registrados. Los dispositivos fueron revisados mensualmente para obtener los datos generados entre visitas y, reemplazar pilas agotadas, tarjetas de memoria saturadas y trampas descompuestas.

Adicionalmente, se realizó un muestreo sistemático de la vegetación de acuerdo al método propuesto por Elzinga et al. (2001). En las estaciones de trampeo se estableció una parcela circular de 5.7 y 3 m de radio para especies arbóreas y arbustivas, respectivamente. Dentro de ésta, se censaron y midieron todos los árboles con diámetro a la altura del pecho (DAP) ≥ 2.5 cm y, la longitud máxima y perpendicular de la copa de cada arbusto con cinta métrica. Como arbusto se consideró a todo aquel individuo leñoso que presentó tallos bifurcados desde la base. En agregaciones compactas de individuos de una sola especie con superposición en sus coberturas, se midió la cobertura de la agregación total. Así mismo, el DAP se midió siempre en la parte alta de la pendiente dado que el área de muestreo presenta una topografía accidentada.

Análisis de Datos--Para evitar pseudoreplicación de datos (Di Bitetti et al., 2006), se consideró como un registro independiente todas las fotografías pertenecientes a una especie o a un individuo reconocible dentro de un ciclo de 24 h por estación de trampeo (Sanderson, 2004; Medellín et al., 2006; Pérez-Irineo y Santos-Moreno, 2010; Monroy-Vilchis et al., 2011). Para especies gregarias, las fotografías en donde se observó más de un individuo, el número de registros independientes fue igual al número de individuos observados en la misma (Monroy-Vilchis et al., 2011). Las especies registradas se identificaron consultando literatura especializada (Ceballos, 2005; Reid, 2009), y la clasificación y nomenclatura taxonómica se basó en Santos-Moreno (2014).

La abundancia se expresó como densidad poblacional, es decir, número de individuos por unidad de superficie (ind/km^2). Para estimar la densidad de las especies de mesocarnívoros con datos de fototrampeo se utilizó el modelo de encuentros aleatorios (MEA). Este modelo estima la densidad en función de las tasas de encuentro entre los animales o grupos sociales y las trampas cámara sin la necesidad del reconocimiento individual, considerando la tasa de fototrampeo y la velocidad de movimiento de la especie, así como los parámetros del sensor de la trampa cámara (Rowcliffe et al., 2008). El MEA se deriva del modelo de gas ideal, el cual se basa en enfoques mecanísticos que describen las tasas de choque entre las moléculas de un gas ideal (Hutchinson y Waser, 2007), por lo tanto, supone que los animales se mueven aleatoria e independientemente (Rowcliffe et al., 2008), en forma análoga a como se mueven las partículas de un gas.

De acuerdo a Rowcliffe et al. (2008), la densidad poblacional se calculó a partir de la tasa de obtención de fotografías por período de actividad (y/t), la velocidad promedio de desplazamiento de la especie (v) y, el ángulo (θ) y radio (r) de la zona de detección de las trampas cámara:

$$D = \frac{y}{t} \frac{\pi}{vr(2 + \theta)}$$

Para conocer la tasa de obtención de fotografías de cada especie se calculó su período de actividad, el cual se consideró como el horario de actividad donde se concentró más del 70% de registros (Santos-Moreno y Pérez-Irineo, 2013). En este caso, un registro

independiente incluyó todas las fotografías tomadas a una especie dentro de un lapso de 1 h por cada estación de trampeo (Di Bitetti et al., 2006). Con métodos de estadística circular se analizaron las diferencias en la actividad entre temporadas y por tipo de vegetación, utilizando las pruebas no paramétricas Mardia-Watson-Wheeler y U^2 de Watson (Zar, 1999), esta última cuando el número de las observaciones fue menor a 10 pero mayor a cinco. Las pruebas estadísticas se realizaron con el programa Oriana versión 4 (Kovach Computing Services, 2011) y la significancia mínima de las pruebas fue $P \leq 0.05$. El período de actividad de las especies que presentaron un número bajo de registros ($n < 11$; Monroy-Vilchis, 2011) se consultó de literatura publicada, aunque en estos casos, se consideró únicamente el tiempo (horas) de actividad.

La estimación de la velocidad de desplazamiento de las especies se obtuvo a partir de una revisión de literatura, particularmente de estudios sobre movimientos, tomando en cuenta aquellos que se desarrollaron en un área con características climáticas y topográficas similares a la del presente trabajo. En el caso de las especies con escasa información, se tomó como valor de referencia el dato publicado hasta la fecha sin considerar las condiciones del área de estudio. Por otra parte, los valores de los parámetros de las trampas cámara se determinaron en campo pasando repetidamente frente a una trampa activa (Tabla 1), midiendo el ángulo y la distancia en la cual se activaba el sensor (Rowcliffe et al., 2008). Los valores utilizados en los cálculos fueron los promedios de cinco ensayos en cada trampa (Bushnell y Moultrie).

Para calcular la densidad de las especies que se mueven en grupos sociales, específicamente para *Nasua narica* (coatí), el registro independiente fue el grupo. La densidad de grupo (D) se multiplicó por una estimación del tamaño promedio de éste (g) para obtener la densidad de individuos (Rowcliffe et al., 2008). En consecuencia, los individuos observados en cada fotografía fueron cuantificados para determinar el tamaño promedio de banda de la especie. Sin embargo, considerando que las trampas cámara están limitadas a un ángulo de detección (Tabla 1), es posible que algunos individuos no fueron registrados. Por lo tanto, se calculó y aplicó un factor de corrección de acuerdo a Pérez-Irinea y Santos-Moreno (2016). Así, el tamaño de banda registrado por la cámara se multiplicó por este factor de corrección (Tabla 1).

Se calcularon los valores mensuales de densidad para cada especie, éstos se agruparon y se compararon entre temporadas y tipos de vegetación por medio de un análisis de varianza no paramétrico, la prueba de Kruskal-Wallis ajustada para empates en los rangos de valores (Zar, 1999). En los casos en que no existieron diferencias entre temporadas y tipos de vegetación, se calculó un valor único para toda la zona.

Con el fin de explicar la abundancia de las especies de mesocarnívoros (con excepción de aquellas que presentaron un número bajo de registros, $n < 11$), se analizaron las siguientes variables: estructura de la vegetación, presencia humana, depredadores y presas, está última sólo para *Leopardus pardalis* (ocelote) y *L. wiedii* (tigrillo). La estructura de la vegetación se analizó con base en los valores del área basal para árboles y la cobertura para arbustos. El área basal arbórea (ABA) se obtuvo con la fórmula: $ABA = \pi * (DAP/2)^2$; $\pi = 3.1416$, y la cobertura arbustiva (CA) por $CA = \pi * (1/4 (d_1 + d_2))^2$, donde d_1 y d_2 son los diámetros mayor y menor de la cobertura.

La presencia se expresó como los registros fotográficos independientes de humanos y de especies introducidas como *Canis familiaris* (perro), *Bos taurus* (vaca o toro) y *Equus caballus* (caballo), consideradas como indicadoras de presencia de actividad humana. Así mismo, se obtuvieron los registros independientes de depredadores y de presas potenciales. De acuerdo con de Oliveira y Pereira (2014), los depredadores tomados en consideración fueron *L. pardalis*, *Puma concolor* (puma) y *Panthera onca* (jaguar). Las especies presa fueron *Cuniculus paca* (tepezcuintle), *Dasyprocta mexicana* (serete) y *Dasyprocta novemcinctus* (armadillo) para *L. pardalis*, y ratones para *L. wiedii* (Sunquist y Sunquist, 2002; de Oliveira et al., 2010). La significancia de las diferencias del área basal arbórea, la cobertura arbustiva, la presencia humana, la de los depredadores y de las presas entre los tipos de vegetación se determinó con la prueba no paramétrica U de Mann-Witney (Zar, 1999).

La relación entre la abundancia de las especies de mesocarnívoros y las variables explicativas se analizó por medio de regresiones lineales múltiples. En las regresiones se empleó el método de regresión paso a paso en la modalidad hacia atrás para determinar qué variables contribuyen significativamente al modelo (Zar, 1999) y explican mejor la abundancia poblacional. Los valores de cada variable fueron estandarizados y expresados como la diferencia entre el valor y el promedio de la variable, dividida por su desviación

estándar. Los análisis estadísticos se realizaron en el programa NCSS versión 7.1.21 (Hintze, 2007) y Statistica versión 8.0 (StatSoft. Inc., 2007).

RESULTADOS--El esfuerzo de muestreo total fue de 12, 800 días-trampa y se obtuvieron 640 registros fotográficos independientes de 11 especies de mesocarnívoros, de los cuales el 55% se obtuvo dentro de la selva mediana perennifolia. De las especies registradas, *Bassariscus sumichrasti* (cacomixtle), *Galictis vittata* (grisón) y *Urocyon cinereoargenteus* (zorrra gris) fueron exclusivas del bosque mesófilo de montaña, y *Potos flavus* (martucha) de la selva mediana perennifolia (Tabla 2). Así mismo, el período de actividad sólo se analizó para seis especies: *Conepatus semistriatus* (zorrillo dorsiblanco), *Eira barbara* (viejo de monte), *L. pardalis*, *L. wiedii*, *N. narica* y *U. cinereoargenteus*. Para las otras especies, los datos de actividad se obtuvieron de la literatura. La velocidad de desplazamiento para todas las especies fue obtenida de la literatura (Tabla 2).

La densidad poblacional en todas las especies no varió significativamente entre temporadas (Tabla 3). En la temporada lluviosa, las especies que presentaron densidades promedio altas fueron *C. semistriatus* con 6.70 ind/km², *L. pardalis* con 0.66 ind/km², *L. wiedii* con 2.06 ind/km² y *N. narica* con 13.41 ind/km²; mientras que en la temporada seca, *B. sumichrasti* y *U. cinereoargenteus* registraron densidades altas de 0.43 y 0.42 ind/km², respectivamente. Por su parte, *E. barbara*, *Mustela frenata* (comadreja) y *P. flavus* mostraron densidades similares en ambas temporadas. *G. vittata* y *Herpailurus yagouaroundi* (jaguarundi) sólo se registraron en la temporada de lluvia con una densidad de 0.79 y 0.13 ind/km², respectivamente.

Entre los tipos de vegetación, la densidad difirió significativamente para *C. semistriatus* ($H = 16.47$, $P = 0.00$), *L. pardalis* ($H = 11.56$, $P = 0.00$), *L. wiedii* ($H = 16.36$, $P = 0.00$) y *M. frenata* ($U = 7.38$, $P = 0.01$). Las dos primeras especies presentaron mayor densidad en selva mediana perennifolia con 10.53 y 0.87 ind/km², respectivamente; mientras que las últimas presentaron mayor densidad en el bosque mesófilo de montaña con 2.39 y 0.26 ind/km². En contraparte, las diferencias en la densidad no fueron significativas para *E. barbara*, *H. yagouaroundi* y *N. narica*, cuyas densidades fueron 0.26, 0.07 y 9.84 ind/km², respectivamente. Las especies exclusivas de cada tipo de vegetación presentaron densidades bajas (Tabla 3). En general, la interacción entre temporada y tipo de vegetación

fue significativa para *C. semistriatus* ($H = 17.01$, $P = 0.00$), *L. pardalis* ($H = 12.66$, $P = 0.00$) y *L. wiedii* ($H = 16.64$, $P = 0.00$), pero no para las otras especies ($P > 0.05$).

En cuanto a las variables explicativas, el área basal arbórea mostró diferencias significativas entre el bosque mesófilo de montaña y la selva mediana perennifolia, con una mayor área en el primero. En contraste, la cobertura arbustiva no fue diferente estadísticamente entre tipos de vegetación, aunque la selva mediana perennifolia presentó los valores más altos. Por otra parte, el número de registros de presencia humana y el de las especies presa varió de manera significativa entre las unidades analizadas. Para los depredadores considerados, sólo el número de registros de *L. pardalis* difirió estadísticamente en los tipos de vegetación (Tabla 4).

El análisis de regresión múltiple por pasos mostró que la abundancia de *C. semistriatus* presentó una relación positiva y significativa con el número de registros de *L. pardalis* ($\beta = 0.80$, $P = 0.00$, $R^2 = 0.63$). En el caso de *E. barbara*, la presencia humana y el número de registros de *L. pardalis* fueron las variables que explicaron mejor la abundancia de la especie ($\beta = -0.47$, $\beta = 0.60$, $P = 0.00$, $R^2 = 0.37$). Así mismo, el tamaño poblacional de *L. pardalis* y de *L. wiedii* se relacionó positiva y significativamente con la abundancia de sus presas, el primero con *D. mexicana* ($\beta = 0.58$, $P = 0.00$, $R^2 = 0.32$) y el segundo con los ratones ($\beta = 0.48$, $P = 0.00$, $R^2 = 0.21$). Para las otras especies de mesocarnívoros no se encontró ninguna relación significativa entre la abundancia y las variables analizadas.

DISCUSIÓN--La densidad estimada para la mayoría de las especies de mesocarnívoros en la Sierra Norte de Oaxaca utilizando el MEA, se encuentra dentro del intervalo registrado en regiones con ambientes tropicales y subtropicales similares. En términos generales, en la selva mediana perennifolia *C. semistriatus* y *L. pardalis* mostraron densidades altas, mientras que sólo *L. wiedii* y *M. frenata* presentaron mayor densidad en el bosque mesófilo de montaña.

En el área de estudio, la densidad de *C. semistriatus* fue sobresaliente (10.53 ind/km²), aunque fue menor en comparación con lo registrado en otros estudios (13.80 ind/km²; Robinson y Redford, 1986). Otras especies de mefitidos del sureste mexicano y Sudamérica registran menor abundancia que *C. semistriatus*. Por ejemplo, se ha estimado por medio de avistamientos de 0.6-4 ind/km² para *C. leuconotus* (zorrillo dorsiblanco;

Cervantes et al., 2002; Mendoza-Durán y Ceballos, 2005) y de 1.1-3.8 ind/km² para *C. chinga* (zorrillo de Molina; Kasper et al., 2012). A este respecto, la densidad alta de *C. semistriatus* registrada en la región posiblemente se debe a una mayor disponibilidad de insectos, que a su vez puede estar determinada por la precipitación (Kasper et al., 2012). Esta misma correlación, entre la densidad y la disponibilidad de alimento, también se ha sugerido para *C. chinga* en el sur de Brasil (Kasper et al., 2012). Por otra parte, en la zona la mayor cantidad de lluvia ocurre de julio a octubre (SMN, 2015), en este último mes, la densidad aumentó de manera notoria alcanzando un valor máximo en diciembre (24.63 ind/km²).

Así mismo, de las cinco especies de zorrillos con presencia en el Estado, sólo *C. semistriatus* se distribuye en la zona de estudio (Mendoza-Durán, 2005), lo cual pudo reducir de manera sustancial la competencia interespecífica. Adicionalmente, los individuos de esta especie muestran una alta superposición entre sus ámbitos hogareños en áreas con abundante recurso alimenticio (Cavalcanti et al., 2014). En este sentido, ambas situaciones quizá permitieron registrar valores altos de densidad en la selva mediana perennifolia. En contraparte, la densidad estimada en el bosque mesófilo de montaña fue baja (0.56 ind/km²), debido a que *C. semistriatus* habita principalmente en selvas y a que prefiere hábitats de menor altitud (Mendoza-Durán, 2005; Aranda, 2012).

C. semistriatus potencialmente puede ser depredado por los felinos *L. pardalis*, *P. concolor* y *P. onca* (de Oliveira y Pereira, 2014), y por lo tanto, su tamaño poblacional puede disminuir con una mayor abundancia de estos depredadores. No obstante, en la región se encontró la relación positiva entre *C. semistriatus* y *L. pardalis*, probablemente como resultado de su coexistencia en el selva mediana perennifolia dado que ambas especies no compiten por el uso de los recursos o el espacio, a pesar de que mostraron una actividad nocturna (datos no publicados). Además, la depredación de *C. semistriatus* por este mesodepredador no ha sido reportada en otras regiones del Neotrópico (de Oliveira y Pereira, 2014).

Dentro del ensamblaje de mesocarnívoros, dos de las especies de felinos de talla media también presentaron densidades altas. En ambos tipos de vegetación, *L. pardalis* mostró valores de densidad dentro del intervalo registrado en diversos estudios conducidos en el sureste de México, Centro y Sudamérica, que va de 0.01-1 ind/km² (Dillon y Kelly,

2008; de Oliveira et al., 2010; Pérez-Irineo y Santos-Moreno, 2014, Ávila-Nájera et al., 2015). En contraste, *L. wiedii* presentó una mayor densidad poblacional en el bosque mesófilo (2.39 ind/km²). Esta abundancia fue mayor que la observada en el bosque tropical seco en Bolivia (0.19 ind/km²; Cuellar et al., 2006) y en la selva alta en Los Chimalapas, Oaxaca, México (0.30-0.95 ind/km²; Pérez-Irineo, 2014).

El patrón de la abundancia poblacional de ambas especies de felinos parece estar determinada por la presencia de presas potenciales en la región, como sucede en otras regiones (Carbone y Glitteman, 2002; Karanth et al., 2004; Carbone et al., 2011). *L. pardalis* se alimenta a nivel de sotobosque y en algunas zonas de Centroamérica, especies de los géneros *Dasyprocta* y *Cuniculus* constituyen una parte importante de su dieta (Murray y Gardner, 1997; Sunquist y Sunquist, 2002; de Oliveira et al., 2010). Específicamente en el zona de estudio, el tamaño poblacional de *L. pardalis* presentó una relación positiva con *D. mexicana*, posiblemente como consecuencia del número alto de registros de ésta dentro de la selva mediana. Sin embargo, la abundancia de *L. pardalis* no se relacionó con la presencia de *C. paca* y *D. novemcinctus*, presas importantes en términos de biomasa y frecuencia (Sunquist y Sunquist, 2002; de Oliveira et al., 2010). En la selva alta de Los Chimalapas, en la región este de Oaxaca, se sugiere que la presencia de *L. pardalis* limita la de *C. paca*, registrándose una relación inversa (Santos-Moreno y Pérez-Irineo, 2013). En el caso de *L. wiedii*, la abundancia fue afectada positivamente por la presencia de ratones, quizá debido a su preferencia por los mamíferos pequeños, particularmente de roedores arborícolas (Konecny, 1989).

Por otro lado, la densidad alta de *L. wiedii* en el bosque mesófilo de montaña probablemente se debe a que el ambiente representa un hábitat adecuado y de buena calidad para la especie, con mayor disponibilidad de presas, una cobertura arborea densa y baja perturbación antropogénica, condiciones que están fuertemente asociadas con su presencia (de Oliveira, 1998; Sunquist y Sunquist, 2002). En regiones con la vegetación en buen estado de conservación se han registrado una abundancia alta de la especie (10 ind/4 km², Vanderhoff et al., 2011; 10 ind/6.4 km², Carvajal-Virrareal et al., 2012). *L. wiedii* presenta hábitos arborícolas y utiliza huecos de árboles como madrigueras (Konecny, 1989; de Oliveira, 1998), por lo tanto, la estructura de la vegetación del bosque mesófilo de montaña

(mayor área basal) posiblemente le proporcionó refugio contra depredadores y le aseguró mayor éxito de caza.

Adicionalmente, en la selva mediana perennifolia del área de estudio la densidad de *L. pardalis* fue más alta que la de *L. wiedii* (0.87 vs. 0.32 ind/km²), quizá el felino de mayor talla corporal (*L. pardalis*) limitó la densidad de la especie pequeña (*L. wiedii*), fenómeno conocido como “efecto pardalis” (de Oliveira et al., 2010). Por el contrario, en el bosque mesófilo de montaña, la densidad baja de *L. pardalis* (0.15 ind/km²) pudo representar una disminución de la competencia o la depredación intragremio y por lo tanto, permitió registrar una mayor densidad de *L. wiedii* (2.39 ind/km²). Esta situación se ha evidenciado en otras áreas donde ambas especies coexisten (de Oliveira et al., 2010; Vanderhoff et al., 2011), y se ve aún más acentuado cuando la especie de mayor talla está ausente (Carvajal-Villarreal et al., 2012).

De las especies registradas que toleran ambientes perturbados, sólo *M. frenata* mostró una densidad alta (0.26 ind/km²). En bosques templados en Norteamérica, las estimaciones para esta especie varían de 4×10^{-5} -0.0038 ind/km² y su densidad está relacionada con la disponibilidad de presas (Sheffield y Thomas, 1997). En la zona de muestreo, *M. frenata* presentó mayor densidad en el bosque mesófilo de montaña, probablemente por la diversidad y abundancia de especies presa de talla pequeña como roedores, la cual ha sido bien documentada en estudios de mamíferos pequeños en sitios aledaños con el mismo tipo de vegetación (Pérez-Lustre et al., 2006; Santos-Moreno, 2008), así como aves de talla pequeña, comúnmente observadas en el sotobosque y registradas en las trampas cámara (datos no publicados).

La información sobre la densidad poblacional de *E. barbara* y *G. vittata* es escasa (Robinson y Redford, 1986; Yensen y Tarifa, 2003). En este estudio, *E. barbara* presentó una densidad con variaciones temporales poco marcadas y sin diferencias significativas entre los tipos de vegetación. Este resultado pudo ser una consecuencia de las características ecológicas de la especie como su dieta omnívora, su poca preferencia de hábitat y sus hábitos semiarborícolas (Konecny, 1989; Sunquist et al., 1989; Presley, 2000). En contraparte, el valor estimado para *G. vittata* por el MEA (0.46 ind/km²) concuerda con la afirmación de que esta especie presenta una densidad baja a lo largo de su distribución (Arita et al., 1990); además que es difícil de registrar en campo, quizá por su talla corporal

pequeña (Tobler et al., 2008; González-Maya et al., 2009; Reid, 2009). En general, para *E. barbara* y *G. vittata* el número de registros suele ser relativamente bajo en diversas regiones del Neotrópico (Lyra-Jorge et al., 2008; González-Maya et al., 2009, 2015; Pérez-Irineo y Santos-Moreno, 2010; Pérez-Irineo, 2014), pero con algunas excepciones (Michalski y Peres, 2005). Sin embargo, es probable que ambos mustélidos presenten densidades bajas en las zonas donde habitan, dado que son especies naturalmente raras (Arita et al., 1990; Presley, 2000; Yensen y Tarifa, 2003).

En la zona de muestreo, la abundancia poblacional de *E. barbara* es afectada negativamente por la presencia humana, posiblemente algunas especies introducidas como los perros ferales ejercen cierto grado de presión sobre ésta, aunque tal vez la relación es un reflejo de la rareza y del comportamiento elusivo de la especie (Arita et al., 1990; Presley, 2000). En estudios previos se ha sugerido que *E. barbara* tolera la presencia de actividad humana (Presley, 2000; Cuarón et al., 2008). Así mismo, la abundancia de *L. pardalis* parece influir de manera positiva la de *E. barbara*, lo cual resulta contrastante, dado que la primera especie es considerada un depredador potencial de la segunda (de Oliveira y Pereira, 2014). Esta relación quizá se debe a que la depredación de *E. barbara* por el felino es poco frecuente, de hecho sólo se tiene el registro de dicho ataque en el sureste de Brasil (Bianchi et al., 2010). Por lo tanto, aunque la relación fue significativa, se sugiere que está no es de causa-efecto, sino más bien, es consecuencia de la coexistencia de ambas especies.

Otras especies de talla pequeña como *B. sumichrasti* y *P. flavus* mostraron densidades bajas (0.28 y 0.11 ind/km², respectivamente). En regiones tropicales de México y Centroamérica, la densidad de *B. sumichrasti* es de 20.2 ind/km² (Estrada y Coates-Estrada, 1985) y para *P. flavus* de 12.5-70 ind/km² (Ford y Hoffmann, 1988), por medio de observaciones directas. La densidad estimada para ambas especies posiblemente se debió a que el fototrampeo no es la técnica más adecuada para su registro, ya que presentan hábitos arborícolas y forrajean especialmente en los estratos medio y alto del dosel (Ford y Hoffmann, 1988; Reid, 2009). Además en la Sierra Norte de Oaxaca, la selva mediana presenta áreas abiertas y asentamientos humanos, por lo tanto, es un hábitat poco adecuado para dichos prociénidos dado que prefieren zonas no perturbadas y estadíos maduros de selvas altas (Ford y Hoffmann, 1988; Emmons y Feer, 1997; Reid, 2009). Por ejemplo en otras regiones del Estado, *P. flavus* se ha registrado en selvas con buen estado de

conservación (Pérez-Irineo y Santos Moreno, 2013). Específicamente, la densidad de *B. sumichrasti* fue mayor entre enero y marzo, probablemente porque este período corresponde a la época de apareamiento y durante ella, el ámbito hogareño de los individuos suele sobreponerse (Vaughan et al., 1994; Aranda, 2012), resultando en una mayor frecuencia de detección.

Así mismo, *H. yagouaroundi* y *U. cinereoargenteus* presentaron densidades bajas en el área de muestreo (0.07 y 0.31 ind/km², respectivamente). En diferentes estudios conducidos en el sureste mexicano y Sudamérica, ambas especies también muestran abundancias bajas (Tobler et al., 2008; Pérez-Irineo y Santos-Moreno, 2010; Hernández-Díaz, et al., 2012; Cortés-Marcial y Briones-Salas, 2014; Pérez-Irineo, 2014). Para *U. cinereoargenteus* se han estimado densidades de 0.4-1.5 ind/km² (Wilson y Mittermier, 2009), y de 1.2-2.1 ind/km², dependiendo de la temporada y el método de estimación (Fritzell y Haroldson, 1982). Esta especie raramente se encuentra en zonas con vegetación densa (Fritzell y Haroldson, 1982), por lo tanto, es probable que esta situación explique la densidad baja en el bosque mesófilo, aunque el valor estimado entre abril y junio se encuentra dentro del intervalo conocido (0.61-0.68 ind/km²). En este sentido, las fluctuaciones fueron más evidentes en la temporada seca, posiblemente en respuesta a una menor disponibilidad de alimento, lo cual pudo incrementar la tasa de encuentros entre la especie y las trampas cámara por el aumento en los desplazamientos para la búsqueda de este recurso.

En relación con *N. narica*, especie registrada con frecuencia en selvas, presentó una densidad relativamente baja (9.84 ind/km²) respecto con lo observado en otras regiones de Oaxaca (16.93 ind/km²; Lira-Torres, 2006), y en estudios realizados en áreas naturales protegidas. En México, en la Reserva de Chamela-Cuixmala y en Los Tuxtlas, *N. narica* presenta densidades de 42.94 ind/km² y de 33 ind/km², respectivamente (Coates-Estrada y Estrada, 1986; Valenzuela, 1998); en la Sierra Chame y Tikal, Guatemala, de 15-20 ind/km² (Glanz, 1990), y en Barro Colorado, Panamá, de 51.5 ind/km² (Gompper, 1997). No obstante, la densidad obtenida en la temporada lluviosa en la selva mediana perennifolia del área de estudio (20.33 ind/km²) fue similar con las estimaciones en dichas zonas.

En la Sierra Norte de Oaxaca, las variaciones mensuales de la densidad de *N. narica* posiblemente corresponden a la disponibilidad de frutos, principalmente en la selva

mediana perennifolia, puesto que en los meses con mayor densidad se observa una gran cantidad de frutos maduros y granos cultivados, comúnmente consumidos por la especie (observ. pers.). Estos resultados fueron consistentes con lo registrado en otras regiones, donde las fluctuaciones en la densidad de *N. narica* se deben a los cambios en la disponibilidad de alimento (Gompper, 1995, 1997). Sin embargo, *N. narica* es cazada por los pobladores para consumo local y por causar daños a los cultivos de maíz (observ. pers.), lo cual puede ser un factor de riesgo para la especie. En áreas aledañas este prociénido también es afectado por la cacería, aunque se ha visto que tolera la presencia de actividad humana (Pérez-Irineo y Santos-Moreno, 2010).

De acuerdo con las características ecológicas relacionadas con la dieta y selección de hábitat de los mesocarnívoros, se esperaba que las especies generalistas presentaran densidades más altas en comparación con las especialistas. Sin embargo, sólo *C. semistriatus*, *L. pardalis*, *M. frenata* y *N. narica*, especies que toleran ambientes perturbados o presentan cierto grado de omnivoría (Gompper, 1995; Murray y Gardner, 1997; Sheffield y Thomas, 1997; Cavalcanti et al., 2014), mostraron densidades altas en el área de estudio. En contraste, *E. barbara*, *H. yagouaroundi* y *U. cinereoargenteus*, especies omnívoras, oportunistas y adaptadas a zonas abiertas (Presley, 2000; Aranda, 2005; Servín y Chacón, 2005) presentaron densidades bajas. En cuanto a las especies de hábitats y hábitos alimenticios específicos o consideradas raras, como *B. sumichrasti*, *G. vittata* y *P. flavus* (Ford y Hoffmann, 1988; Arita et al., 1990; Kays, 2009), presentaron densidades bajas de acuerdo con lo esperado. Por su parte, *L. wiedii*, especie de mayor especificidad de hábitat (de Oliveira, 1998; Sunquist y Sunquist, 2002), no se comportó conforme a lo predicho y mostró una densidad considerablemente alta.

En general, el bosque mesófilo presentó condiciones ecológicas que satisfacen los requerimientos de algunas especies registradas, por ejemplo la abundancia de presas, la cobertura arbórea densa y la baja presencia humana. Contrariamente, la selva mediana mostró una mayor cobertura arbustiva que proporciona protección a los mesocarnívoros de talla pequeña contra los depredadores, así como una diversidad y abundancia alta de presas potenciales. Además, los huertos frutales presentes en esta área pueden ser un recurso importante y determinante, y a pesar de que la selva mediana presenta zonas abiertas y con vegetación secundaria, muestra un grado de perturbación relativamente moderado, aunque

en constante aumento. Aunque en el estudio sólo se evaluaron algunos componentes del hábitat y la presencia humana, otros factores que pueden estar involucrados en la densidad de las especies estudiadas y que posiblemente sean más importantes, son las relaciones de competencia intragremio y la cacería por pobladores locales.

La densidad alta de especies consideradas en peligro de extinción por la legislación mexicana como los felinos *L. pardalis* y *L. wiedii* (SEMARNAT, 2010), refleja el buen estado de conservación de la vegetación de la Sierra Norte de Oaxaca, especialmente en el bosque mesófilo. Además, los resultados obtenidos de la densidad poblacional para las especies de mesocarnívoros de talla corporal pequeña, como *C. semistriatus*, *E. barbara*, *G. vittata* y *M. frenata*, representan las primeras estimaciones de este parámetro en México. Por otra parte, los datos de fototrampeo proporcionan otra aproximación de la densidad de *B. sumichrasti*, *N. narica* y *P. flavus*, especies de las que han registrado su tamaño poblacional mediante el método de observación directa, el cual presenta limitantes en hábitats con vegetación densa y topografía agreste como en la zona de muestreo.

La aplicación del MEA en esta investigación muestra que es un modelo alternativo y adecuado para el estudio de especies que no presentan patrones de marcas reconocibles, debido a que proporciona estimaciones confiables de la densidad poblacional de los Carnívora que coinciden con el patrón observado en otras regiones. Esta información complementa vacíos en el conocimiento sobre la demografía de los mesocarnívoros y permite evaluar el estado actual de las poblaciones en la Sierra Norte de Oaxaca para la implementación de estrategias efectivas que garanticen la conservación del grupo.

Agradecemos a la comunidad de San Pedro Yólox por los permisos y las facilidades para la realización del presente trabajo. Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por la beca otorgada. Al Instituto Politécnico Nacional por el financiamiento del proyecto a través de los apoyos SIP-20141162 y SIP-20151481 a A. Santos-Moreno. A todas las personas que colaboraron en el trabajo de campo. A G. Ramos-Fernández, R. del Castillo, M. García-Guerrero y G. E. González por sus comentarios y sugerencias.

LITERATURA CITADA

- ARANDA, M. J. 2005. *Herpailurus yagouaroundi*. Pp. 358-359. En: Ceballos, G. y G. Oliva (eds.). Los mamíferos silvestres de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad-Fondo de la Cultura Económica. Ciudad de México, México.
- ARANDA, M. J. 2012. Manual para el rastreo de mamíferos silvestres de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad e Instituto de Ecología, A. C. Ciudad de México, México.
- ARITA, H. T., J. G. ROBINSON Y K. H. REDFORD. 1990. Rarity in Neotropical forest mammals and its ecological correlates. *Conservation Biology* 4:181-192.
- ARRIAGA, L., J. M. ESPINOZA-RODRÍGUEZ, C. AGUILAR-ZÚÑIGA, E. MARTÍNEZ-ROMERO, L. GÓMEZ-MENDOZA Y E. LOA. 2000. Regiones Terrestres Prioritarias de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Ciudad de México, México.
- ÁVILA-NÁJERA D. M., C. CHÁVEZ, M. A. LAZCANO-BARRERO, SERGIO PÉREZ-ELIZALDE Y J. L. ALCÁNTARA-CARBJAL. 2015. Estimación poblacional y conservación de felinos (Carnívora: Felidae) en el norte de Quinta Roo, México. *Revista de Biología Tropical* 63:799-813.
- BEKOFF, M., T. J. DANIELS Y J. L. GITTLEMAN. 1984. Life history patterns and the comparative social ecology of carnivores. *Annual Reviews Ecology and Systematic* 15:191-232. <http://www.jstor.org/stable/2096947>
- BIANCHI, R.C., S. L. MENDES Y P. M. JÚNIOR. 2010. Food habits of the ocelot, *Leopardus pardalis*, in two areas in southeast Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 45:111-119.
- BUSKIRK, S. W. Y W. J. ZIELINSKI. 2003. Small and mid-sized carnivores. Pp. 207-249. En: Zabel, C. y R. G. Anthony. *Mammal Community Dynamics. Management and conservation in the coniferous forests of Western North America*. Cambridge University Press. Cambridge, Reino Unido.
- CARBAJAL-BORGES, J. P., O. GODÍNEZ-GÓMEZ Y E. MENDOZA. 2014. Density, abundance and activity patterns of the endangered *Tapirus bairdii* in one of its last strongholds in southern Mexico. *Tropical Conservation Science* 7:100-114.
- CARBONE, C. Y J. L. GITTLEMAN. 2002. A common rule for the scaling of carnivore density. *Science* 295:2273-2276.
- CARBONE, C., N. PETTORELLIE Y P. A. STEPHENS. 2011. The bigger they come, the harder they fall: body size and prey abundance influence predator-prey ratios. *Biology Letters* 7:312-315.
- CARVAJAL-VILLAREAL, S., A. CASO, P. DOWNEY, A. MORENO, M. E. TEWES Y L. I. GRASSMAN. 2012. Spatial patterns of the margay (*Leopardus wiedii*; Felidae, Carnívora) at “El Cielo” Biosphere Reserve, Tamaulipas, Mexico. *Mammalia* 76:237-244.
- CAVALCANTI, G. N., L. D. ALFARO-ALVARADO Y F. H. GUIMARAES RODRIGUES. 2014. Home range and activity patterns of *Conepatus semistriatus* (Carnívora: Mephitidae) in Emas National Park, Brazil. *Animal Biology* 64:151-162.

- CEBALLOS, G. 2005. Orden Carnivora. Pp. 348-425. En: Ceballos, G. y G. Oliva (eds.). Los mamíferos silvestres de México. Fondo de Cultura Económica y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Ciudad de México, México.
- CERVANTES, F. A., J. LOREDO Y J. VARGAS. 2002. Abundance of sympatric skunks (Mustelidae: Carnivora) in Oaxaca, Mexico. *Journal of Tropical Ecology* 18:463-469.
- COATES-ESTRADA, R. Y A. ESTRADA. 1986. Manual de identificación de campo de los mamíferos de la Estación de Biología "Los Tuxtlas". Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.
- CORTÉS-MARCIAL, M Y M. BRIONES-SALAS. 2014. Diversidad, abundancia relativa y patrones de actividad de mamíferos medianos y grandes en una selva seca del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México. *Revista de Biología Tropical* 62:1433-1448.
- CROOKS, K. 2002. Relative sensitivities of mammalian carnivores to hábitat fragmentation. *Conservation Biology* 16:488-502.
- CUARÓN, A.D., F. REID Y K. HELGEN. 2008. *Eira barbara*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources. <http://www.iucnredlist.org>
- CUELLAR, E., L. MAFFEI, R. ARISPE Y A. NOSS. 2006. Geoffroy's cats at the northern limit of their range: activity patterns and density estimates from camera trapping in Bolivian dry forest. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 41:169-177.
- DE OLIVEIRA, T. G. 1998. *Leopardus wiedii*. *Mammalian Species* 579:1-6.
- DE OLIVEIRA, T. G., M. A. TORTATO, L. SILVEIRA, C. B. KASPER, F. D. MAZIM, M. LUCHERINI, A. T. JÁCOMO, J. B. SOARES, R. V. MARQUEZ Y M. SUNQUIST. 2010. Ocelot ecology and its effect on the small-felid guild in the lowland neotropics. Pp. 559-596. En: Macdonald, D. W. y A. J. Loveridge (eds.). *Biology and conservation of wild felids*. Oxford University Press. Nueva York, EE.UU.
- DE OLIVEIRA, T. G. Y J. A. PEREIRA. 2014. Intraguild predation and interspecific killing as structuring forces of carnivoran communities in South America. *Journal of Mammalian Evolution* 21:427-436.
- DI BITETTI, M. S., A. PAVIOLO Y C. DE ANGELO. 2006. Density, habitat use and activity patterns of ocelots (*Leopardus pardalis*) in the Atlantic Forest of Misiones, Argentina. *Journal of Zoology* 270:153-163.
- DILLON, A. Y M. J. KELLY. 2007. Ocelot *Leopardus pardalis* in Belize: The impact of trap spacing and distance moved on density estimates. *Oryx* 41:469-477.
- DILLON, A. Y M. J. KELLY. 2008. Ocelot home range, overlap and density: comparing radio telemetry with camera trapping. *Journal of Zoology* 275:391-398.
- ELZINGA, C. L., D. W. SALZER, J. W. WILLOUGHBY Y J. P. GIBAS. 2001. Monitoring plant and animal populations. Blackwell Science. EE.UU.
- EMMONS, L. H. Y F. FEER. 1997. Neotropical rainforest mammals. The University of Chicago Press. Chicago, EE.UU.
- ESTRADA, A. Y R. COATES-ESTRADA. 1985. A preliminary study of resource overlap between howling monkeys (*Alouatta palliata*) and other arboreal mammals in the tropical rain forest of Los Tuxtlas, Mexico. *American Journal of Primatology* 9:27-37.
- FORD, L. S. Y R. S. HOFFMANN. 1988. *Potos flavus*. *Mammalian Species* 321:1-9.
- FOSTER, R. J. Y B. J. HARMSSEN. 2012. A critique of density estimation from camera-trap data. *The Journal of Wildlife Management* 76:224-236.

- FRITZELL E. K. Y K. J. HAROLDSON. 1982. *Urocyon cinereoargenteus*. Mammalian Species 189:1-8.
- FULLER, T. K. Y P. R. SIEVERT. 2001. Carnivore demography and the consequences of changes in prey availability. Pp. 163-178. En: Gittleman, J. L., S. M. Funk, D. W. Macdonald y R. K. Wayne (eds.). Carnivore conservation. Cambridge University Press. Cambridge, Reino Unido.
- GEHRING, T. M. Y R. K. SWIHART. 2004. Home range and movements of long-tailed weasels in a landscape fragmented by agricultura. Journal of Mammalogy 85:79-86.
- GLANZ, W. E. 1990. Neotropical mammal densities: how unusual is the community on Barro Colorado Island, Panama? Pp. 287-313. En: Gentry, A. H. (ed.). Four Neotropical rainforests. Yale University Press. Nueva Haven, EE.UU.
- GODÍNEZ-ÁLVAREZ, H., A. ROJAS-MARTÍNEZ Y P. ZARCO-MENDOZA. 2007. Dispersión de semillas por mamíferos: el caso del valle de Tehuacán, una zona árida del centro de México. Pp. 135-149. En: Sánchez-Rojas, G. y A. Rojas-Martínez (eds.). Tópicos en sistemática, biogeografía, ecología y conservación de mamíferos. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Hidalgo, México.
- GOMPPER, M. 1995. *Nasua narica*. Mammalian Species 487:1-10.
- GOMPPER, M. 1997. Population ecology of the white-nosed coati (*Nasua Narica*) on Barro Colorado Island, Panama. Journal of Zoology 241:441-455.
- GONZÁLEZ-MAYA, J. F., J. SCHIPPER Y A. BENÍTEZ. 2009. Activity patterns and community ecology of small carnivores in the Talamanca region, Costa Rica. Small Carnivore Conservation 41:9-14.
- GONZÁLEZ-MAYA, J. F., A. A. CEPEDA, J. L. BELANT, D. A. ZÁRRATE-CHARRY, S. A. BALAGUERA-REINA Y A. RODRÍGUEZ-BOLAÑOS. 2011. Research priorities for the small carnivores of Colombia. Small Carnivore Conservation 44:7-13.
- GONZÁLEZ-MAYA, J. F., D. ZÁRRATE-CHARRY, I. M. VELA-VARGAS, J. S. JIMÉNEZ-ALVARADO Y D. GÓMEZ-HOYOS. 2015. Acitivity patterns of Tayra *Eira barbara* populations from Costa Rica and Colombia: evidence of seasonal effects. Revista Biodiversidad Neotropical 5:96-104.
- HERNÁNDEZ-DÍAZ, M., P. RAMÍREZ-BARAJAS, C. CHÁVEZ, B. SCHMOOK Y S. CALMÉ. 2012. Presencia y abundancia relativa de carnívoros en una selva dañada por el huracán Dean (2007). Revista Mexicana de Biodiversidad 83:790-801.
- HERRERA, C. M. 1989. Frugivory and seed dispersal by carnivorous mammals, and associated fruit characteristics, in undisturbed mediterranean habitats. Oikos 55:250-262.
- HINTZE, J. 2007. NCSS version 7.1.21. NCSS, LLC. Utah, EE.UU. www.NCSS.com
- HUTCHINSON, J. M. C. Y P. M. WASER. 2007. Use, misuse and extensions of “ideal gas” models of animal encounter. Biological Reviews 82:335–359.
- INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICA, GEOGRAFÍA E INFORMÁTICA. 2009. Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos: San Pedro Yolóx, Oaxaca. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. México.
- JENNELLE, C. S., M. C. RUNGE Y D. I. MACKENZIE. 2002. The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic mammals: a comment on misleading conclusions. Animal Conservation 5:119-120.
- JULIEN-LAFERRIÈRE, D. 1993. Radio-tracking observations on ranging and foraging patterns by kinkajous (*Potos flavus*) in French Guiana. Journal of Tropical Ecology 9:19-32.

- KARANTH, K. U. 1995. Estimating tiger *Panthera tigris* populations from camera-trap data using capture recapture models. *Biological Conservation* 71:333-338.
- KARANTH, K. U. Y J. D. NICHOLS. 1998. Estimation of tiger densities in India using photographic captures and recaptures. *Ecology* 79:2852-2862.
- KARANTH, K. U., J. D. NICHOLS, N. S. KUMAR, W. A. LINK Y J. E. HINES. 2004. Tigers and their prey: predicting carnivore densities from prey abundance. *Proceeding of the National Academy of Science of the United States of America* 101:4854-4858.
- KASPER, C. B., V. A. G. BASTAZINI, J. B. G. SOARES Y T. R. O. DE FREITAS. 2012. Abundance of *Conepatus chinga* (Carnivora, Mephitidae) and other 41édium-sized mammals in grasslands of southern Brazil. *Iheringia, Série Zoologia* 102:303-310.
- KONECNY, M. J. 1989. Movement patterns and food habits of four sympatric carnivore species in Belize, Central America. Pp: 243-264. En: Redford, K. H. y J. F. Eisenberg (eds.). *Advances in Neotropical Mammalogy*. Sandhill Crane Press. Florida, EE.UU.
- KOVACH COMPUTING SERVICES. 2011. Software Oriana version 4. <http://www.kovcomp.co.uk/oriana/oribroc.html>
- LIRA-TORRES, I. 2006. Abundancia, densidad, preferencia de hábitat y uso de los vertebrados en la Tuza de Monroy, Santiago Jamiltepec, Oaxaca. *Revista Mexicana de Mastozoología* 10:41-66.
- LYRA-JORGE, M. C., G. CIOCHETI Y V. R. PIVELLO. 2008. Carnivore mammals in a fragmented landscape in northeast of Sao Paulo State, Brazil. *Biodiversity and Conservation* 17:1573-1580.
- MAFFEI, L., A. NOSS Y C. FIORELLO. 2007. The jaguarundi (*Puma yagouaroundi*) in the Kaa-Iya del Gran Chaco National Park, Santa Cruz, Bolivia. *Mastozoología Neotropical* 14:263-266.
- MANZO, E., P. BARTOLOMMEI, J. M. ROWCLIFFE Y R. COZZOLINO. 2012. Estimation of population density of European pine marten in central Italy using camera trapping. *Acta Theriol* 57:165-172.
- MARTÍNEZ, G. Y. Y A. CADENA. 2000. Caracterización, evaluación y uso de hábitats de zorro perruno (*Cerdocyon thous*) en los llanos orientales de Colombia. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas Físicas y Naturales* 24:383-391.
- MEDELLÍN, R. A., D. AZUARA, L. MAFFEI, H. ZARZA, H. BÁRCENAS, E. CRUZ, R. LEGARIA, I. LIRA, G. RAMOS FERNÁNDEZ Y S. ÁVILA. 2006. Censos y monitoreos. Pp. 25-35. En: Chávez, C. y G. Ceballos (eds.). *Memorias del primer simposio. El jaguar mexicano en el siglo XXI: situación actual y manejo*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad-Alianza WWF Telcel- Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.
- MENDOZA-DURÁN, A. 2005. *Conepatus semistriatus*. Pp. 387-388. En: Ceballos, G. y G. Oliva (eds.). *Los mamíferos silvestres de México*. Fondo de Cultura Económica y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Ciudad de México, México.
- MENDOZA-DURÁN, A. Y G. CEBALLOS. 2005. *Conepatus leuconotus*. Pp. 386-387. En: Ceballos, G. y G. Oliva (eds.). *Los mamíferos silvestres de México*. Fondo de Cultura Económica y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Ciudad de México, México.

- MONROY-VILCHIS, O., M. M. ZARCO-GONZÁLEZ, C. RODRÍGUEZ-SOTO, L. SORIA-DÍAZ Y V. URIOS. 2011. Fototrampeo de mamíferos en la Sierra de Nanchititla, México: abundancia relativa y patrón de actividad. *Revista de Biología Tropical* 59:378-383.
- MURRAY, J. L. Y G. L. GARDNER. 1997. *Leopardus pardalis*. *Mammalian Species* 548:1-10.
- O'BRIEN, T., M. KINNAIRD Y H. WIBISONO. 2003. Crouching tigers, hidden prey: Sumatran tiger and prey populations in a tropical landscape. *Animal Conservation* 6:131-139.
- O'BRIEN, T. 2011. Abundance, density and relative abundance: a conceptual framework. Pp. 71-96. En: O'Connell, A. F., J. D. Nichols y K. U. Karanth (eds.). *Camera Traps in Animal Ecology: Methods and Analyses*. Springer. Nueva York. EE.UU.
- O'CONNELL, A. F., J. D. NICHOLS Y K. U. KARANTH. 2011. *Camera Traps in Animal Ecology: Methods and Analyses*. Springer. Nueva York. EE.UU.
- OJASTI, J. 2000. Manejo de fauna silvestre Neotropical. SI-MAB Series #5. Smithsonian Institution-MAB Biodiversity Program. Washington, EE.UU.
- PÉREZ-IRINEO, G. 2014. Análisis del uso de recursos e interacciones en un ensamblaje de mamíferos carnívoros. Tesis de Doctorado. Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional-IPN, Oaxaca.
- PÉREZ-IRINEO, G. Y A. SANTOS-MORENO. 2010. Diversidad de una comunidad de mamíferos carnívoros en una selva mediana del noroeste de Oaxaca, México. *Acta Zoológica Mexicana* 26:721-736.
- PÉREZ-IRINEO, G. Y A. SANTOS-MORENO. 2013. Riqueza de especies y gremios tróficos de mamíferos carnívoros en una selva alta del sureste de México. *Therya* 4:551-564.
- PÉREZ-IRINEO, G. Y A. SANTOS-MORENO. 2014. Density, distribution, and activity of the ocelot *Leopardus pardalis* (Carnivora: Felidae) in Southeast Mexican rainforests. *Revista de Biología Tropical* 62:1421-1432.
- PÉREZ-IRINEO, G. Y A. SANTOS-MORENO. 2016. Band size, activity pattern and occupancy of the coati *Nasua narica* (Carnivora, Procyonidae) in the Southeastern Mexican rainforest. *Mammalia*. DOI: 10.1515/mammalia-2014-0136.
- PÉREZ-LUSTRE, M., R. G. CONTRERAS-DÍAZ Y A. SANTOS-MORENO. 2006. Mamíferos del bosque mesófilo de montaña del municipio de San Felipe Usila, Tuxtepec, Oaxaca, México. *Revista Mexicana de Mastozoología* 10:88-91.
- PITA, R., A. MIRA, F. MOREIRA, R. MORGADO Y P. BEJA. 2009. Influence of landscape características on carnivore diversity and abundance in Mediterranean farmland. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 132:57-65.
- PRESLEY, S. J. 2000. *Eira barbara*. *Mammalian Species* 636:1-6.
- RAY, J. C. 2000. Mesocarnivores of Northeastern North America: status and conservation issues. *Wildlife Conservation Society Working Paper No. 15*. Nueva York, EE.UU.
- REID, F. A. 2009. *A field guide to the mammals of Central America and Southeast Mexico*. Oxford University Press. Nueva York, EE.UU.
- ROBINSON, J. G. Y K. H. REDFORD. 1986. Body size, diet, and population density of Neotropical forest mammals. *American Naturalist* 128:665-680.
- ROEMER, G. W., M. E. GOMPPER Y B. VAN VALKENBURGH. 2009. The ecological role of the mammalian mesocarnivore. *BioScience* 59:165-173.
- ROWCLIFFE, J. M., J. FIELD, S. T. TURVEY Y C. CARBONE. 2008. Estimating animal density using camera traps without the need for individual recognition. *Journal of Applied Ecology* 45:1228-1236.

- SANDERSON, J. G. 2004. Tropical ecology, assessment and monitoring initiative. Camera phototrapping monitoring protocol. The Center for Applied Biodiversity Science y Conservational International. EE.UU.
- SANTOS-MORENO, A. 2008. Ecología de comunidades y poblaciones de pequeños mamíferos terrestres en tres estados sucesionales de bosque mesófilo de montaña en la Sierra Norte de Oaxaca, México. Tesis de Doctorado. Universidad Autónoma Metropolitana. México.
- SANTOS-MORENO, A. 2014. Los mamíferos del estado de Oaxaca. *Revista Mexicana de Mastozoología Nueva época* 4:18:32.
- SANTOS-MORENO, A. Y G. PÉREZ-IRINEO. 2013. Abundancia de tepezcuintle (*Cuniculus paca*) y relación de su presencia con la de competidores y depredadores en una selva tropical. *Therya* 4:89-98.
- SECRETARÍA DE MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES. 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres. Categoría de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio. Lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la Federación. Ciudad de México, México.
- SERVICIO METEOROLÓGICO NACIONAL. 2015. Normales climatológicas. smn.cna.gob.mx/climatologia/normales/estacion/catalogos/cat_oax.html
- SERVÍN, J. 2013. Perspectivas de estudio, conservación y manejo de los Carnívoros en México. *Therya* 4:427-430.
- SERVIN, J. Y E. CHACÓN. 2005. *Urocyon cinereoargenteus*. Pp. 354-355. En: Ceballos, G. y G. Oliva (eds.). Los mamíferos silvestres de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad y Fondo de la Cultura Económica. Ciudad de México, México.
- SHEFFIELD, S. R. Y H. H. THOMAS. 1997. *Mustela frenata*. *Mammalian Species* 570:1-9.
- SOLLMANN, R., A. MOHAMED, H. SAMEJIMA Y A. WILTING. 2013. Risky business or simple solution – Relative abundance indices from camera-trapping. *Biological Conservation* 159:405-412.
- STATSOFT.INC. 2007. STATISTICA (data analysis software system), version 8.0. www.statsoft.com.
- SUNARTO, R. SOLLMANN, A. MOHAMED Y M. J. KELLY. 2013. Camera trapping for the study and conservation of tropical carnivores. *The Raffles Bulletin of Zoology* 28:21-42.
- SUNQUIST, M. E. 1989. Comparison of spatial and temporal activity of red foxes and gray foxes in North-Central Florida. *Florida Field Naturalist* 17:11-18.
- SUNQUIST, M. E. Y F. C. SUNQUIST. 2001. Changing landscapes: consequences for carnivores. Pp. 399-418. En: Gittleman, J. L., S. M. Funk, D. W. Macdonald y R. K. Wayne (eds.). *Carnivore Conservation*. Cambridge University Press. Cambridge, Reino Unido.
- SUNQUIST, M. E. Y F. C. SUNQUIST. 2002. *Wild cats of the world*. The University of Chicago Press. China.
- SUNQUIST, M. E., F. C. SUNQUIST Y D. E. DANEKE. 1989. Ecological separation in a Venezuelan llanos carnivore community. Pp. 197-232. En: Redford, K. H. y J. F. Eisenberg (eds.). *Advances in Neotropical Mammalogy*. Sandhill Crane Press. Florida, EE.UU.

- TERBORGH, J., J. A. ESTES, P. PAQUET, K. RALLS, D. BOYD-HEGER, B. J. MILLER Y R. F. NOSS. 1999. The role of top carnivore in regulating terrestrial ecosystems. Pp. 39-64. En: Soulé, M. y J. Terborgh (eds.). Continental Conservation. The Island Press. Washington, EE.UU.
- TOBLER, M. W., S. E. CARRILLO-PERCASTEGUI, R. LEITE PITMAN, R. MARES Y G. POWELL. 2008. An evaluation of camera traps for inventoring large- and medium-sized terrestrial rainforest mammals. *Animal Conservation* 11:169-178.
- TORRE, I., A. ARRIZABALAGA Y C. FLAQUER. 2003. Estudio de la distribución y abundancia de carnívoros en el Parque Natural del Montnegre I El Corredor mediante trampeo fotográfico. *Galemys* 15:15-28.
- TORRES-COLÍN, R. 2004. Tipos de vegetación. Pp. 105-117. En: García-Mendoza, A. J., M. J. Ordóñez y M. A. Briones-Salas (eds.). Biodiversidad de Oaxaca. Instituto de Biología, UNAM-Fondo Oaxaqueño para la conservación de la naturaleza-World Wildlife Fund. Ciudad de México, México.
- TREJO, I. 2004. Clima. Pp. 67-85. En: García-Mendoza, A. J., M. J. Ordóñez y M. A. Briones-Salas (eds.). Biodiversidad de Oaxaca. Instituto de Biología, UNAM-Fondo Oaxaqueño para la conservación de la naturaleza-World Wildlife Fund. Ciudad de México, México.
- TURCHIN, P. 2003. Complex Population Dynamics: a theoretical/empirical synthesis. Monographs in Population Biology. Princeton University Press. Nueva Jersey, EE.UU.
- VALENZUELA, D. 1998. Natural history of the white-nosed coati, *Nasua narica*, in a tropical dry forest of western Mexico. *Revista Mexicana de Mastozoología* 3:26-44.
- VALENZUELA, D. Y G. CEBALLOS. 2000. Habitat selection, home range, and activity of the white-nosed coati (*Nasua narica*) in a mexican tropical dry forest. *Journal of Mammalogy* 81:810-819.
- VANDERHOFF, E. N., A-M. HODGE, B. S. ARBOGAST, J. NILSSON Y T. W. KNOWLES. 2011. Abundance and activity patterns of the margay (*Leopardus wiedii*) at a mid-elevation site in the Eastern Andes of Ecuador. *Mastozoología Neotropical* 18:271-279.
- VAUGHAN, C., T. KOTOWSKI Y L. SAÉNZ. 1994. Ecology of the Central American cacomistle, *Bassariscus sumichrasti*, in Costa Rica. *Small Carnivore Conservation* 11:4-7.
- VERDADE, L. M., L. M. ROSALINO, C. GHELIER-COSTA, N. M. PEDROSO Y M. C. LYRA-JORGE. 2011. Adaptation of mesocarnivores (Mammalia: Carnivora) to agricultural landscapes in Mediterranean Europe and Southeastern Brazil: a trophic perspective. Pp. 1-38. En: Rosalino, L. M. y C. Gheler-Costa. Middle-sized carnivores in agricultural landscapes. Nova Science Publishers, Inc.
- VIRGÓS, E., J. L. TELLERÍA Y T. SANTOS. 2002. A comparison on the response to forest fragmentation by medium-sized Iberian carnivores in central Spain. *Biodiversity and Conservation* 11:1063-1079.
- WILSON, D. E. Y R. A. MITTERMEIER. 2009. Handbook of the mammals of the world. Carnivores. Lynx editions. Barcelona, España.
- YENSEN, E. Y T. TARIFA. 2003. *Galictis vittata*. *Mammalian Species* 727:1-8.
- ZAR, J. H. 1999. Biostatistical Analysis. Prentice Hall. Nueva Jersey. EE.UU.

FIGURAS

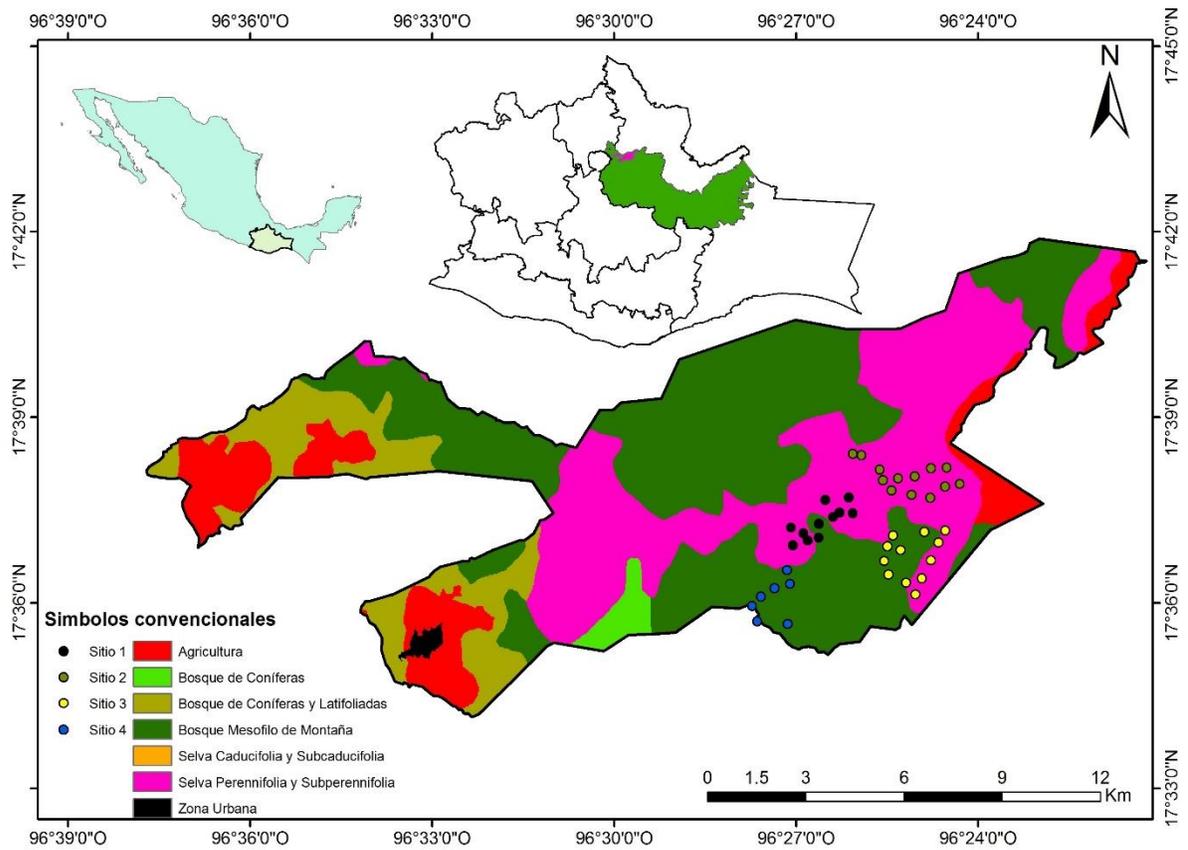


FIG. 1--Localización geográfica de la comunidad de San Isidro en el municipio de San Pedro Yólox, Sierra Norte, Oaxaca, México. Los puntos indican las estaciones de trampeo establecidas en cuatro sitios.

TABLAS

TABLA 1--Valores de los parámetros de las trampas cámara utilizados en la estimación de la densidad mediante el modelo de encuentros aleatorios. BMM=bosque mesófilo de montaña; SMP=selva mediana perennifolia.

Cámara	Ángulo (radianes)	Distancia (km)	Área de detección (m ²)	Factor de corrección *	Esfuerzo de muestreo (horas-trampa)	
					BMM	SMP
Bushnell Trophy Cam	1.047	0.012	75.40	2.6	88,152	93,168
Moultrie Digital Game	0.873	0.009	35.34	5.55	73,272	52,608

TABLA 2--Variables biológicas de las especies de mesocarnívoros requeridas para el cálculo de la densidad a través del modelo de encuentros aleatorios. BMM=bosque mesófilo de montaña; SMP=selva mediana perennifolia; N=número de registros; PA=período de actividad (hr); Vel=velocidad (km/hr).

Especie	BMM		SMP		Vel	Fuente
	N	A	N	A		
<i>Bassariscus sumichrasti</i>	8	12	---	---	0.210	Vaughan et al., 1994
<i>Conepatus semistriatus</i>	6	10	123	10	0.073	Cavalcanti et al., 2014
<i>Eira barbara</i>	14	7	21	7	0.398	Konecny, 1989
<i>Galictis vittata</i>	1	12	---	---	0.104	Sunquist et al., 1989
<i>Herpailurus yagouaroundi</i>	1	10	2	10	0.275	Maffei et al. 2007; Konecny, 1989
<i>Leopardus pardalis</i>	3	10	64	9, 6 ^a	0.329	Dillon y Kelly, 2007; Konecny, 1989
<i>Leopardus wiedii</i>	118	9	15	9	0.305	Konecny, 1989
<i>Mustela frenata</i>	9	5	1	5	0.277	Gehring y Swihart, 2004
<i>Nasua narica</i>	111	6, 8 ^a	129	8, 9 ^a	0.382, 0.192 ^b	Valenzuela y Ceballos, 2000
<i>Potos flavus</i>	---	---	2	12	0.166	Julien-Laferriere, 1993
<i>Urocyon cinereoargenteus</i>	21	9	---	---	0.325	Sunquist, 1989

^a Valores en temporada de lluvia y seca;

^b Velocidad de desplazamiento de individuos solitarios y de bandas.

TABLA 3--Densidad promedio (ind/km²) estimada para las especies de mesocarnívoros por temporada y tipo de vegetación. TV=tipo de vegetación; BMM=bosque mesófilo de montaña; SMP=selva mediana perennifolia; H=valor del estadístico de la prueba Kruskal-Wallis; P=significancia de la prueba.

Especie	Temporada		H	P	TV		H	P
	Lluvia	Seca			BMM	SMP		
<i>Bassariscus sumichrasti</i>	0.17	0.43	1.38	0.24	0.28	---		
<i>Conepatus semistriatus</i>	6.70	3.92	0.43	0.51	0.56	10.53	16.47	0.00
<i>Eira barbara</i>	0.25	0.26	0.12	0.72	0.19	0.31	0.76	0.38
<i>Galictis vittata</i>	0.79	0	0.71	0.40	0.46	---		
<i>Herpailurus yagouaroundi</i>	0.13	0	2.33	0.13	0.10	0.05	0.25	0.61
<i>Leopardus pardalis</i>	0.66	0.30	1.09	0.29	0.15	0.87	11.56	0.00
<i>Leopardus wiedii</i>	2.06	0.36	0.17	0.68	2.39	0.32	16.36	0.00
<i>Mustela frenata</i>	0.10	0.18	0.31	0.58	0.26	0.01	7.38	0.01
<i>Nasua narica</i>	13.41	4.83	3.51	0.06	5.00	14.68	0.01	0.91
<i>Potos flavus</i>	0.11	0.12	0.01	0.90	---	0.11		
<i>Urocyon cinereoargenteus</i>	0.23	0.42	2.56	0.11	0.31	---		

TABLA 4--Variables analizadas para explicar la abundancia de las especies de mesocarnívoros en la Sierra Norte, Oaxaca, México. BMM=bosque mesófilo de montaña; SMP=selva mediana perennifolia; U=valor del estadístico de la prueba Mann-Witney; P=significancia de la prueba.

Variable	BMM	SMP	Total	U	P
Área basal arborea (m ²)	0.30	0.20	0.50	100	0.00
Cobertura arbusiva (m ²)	57.62	157.35	214.97	149	0.11
Presencia humana	115	292	407	134.5	0.05
Depredadores					
<i>Leopardus pardalis</i>	3	64	67	51	0.00
<i>Puma concolor</i>	29	52	81	165.5	0.22
<i>Panthera onca</i>	5	6	11	200	0.72
Presas					
<i>Cuniculus paca</i>	15	177	192	93	0.00
<i>Dasyprocta mexicana</i>	0	412	412	60	0.00
<i>Dasyopus novemcinctus</i>	4	39	43	112	0.00
Ratones	348	176	524	121.5	0.02

Tabla 5--Modelos finales de regresión múltiple por pasos hacia atrás para las especies de mesocarnívoros en la Sierra Norte, Oaxaca, México. P=significancia de la prueba.

Espece	Variable independiente	Coficiente Beta	Error Estándar	P
<i>Conepatus semistriatus</i>	<i>Leopardus pardalis</i>	0.7975	0.0965	0.0000
<i>Eira barbara</i>	Presencia humana	-0.4688	0.1321	0.0010
	<i>Leopardus pardalis</i>	0.6056	0.1321	0.0000
<i>Leopardus pardalis</i>	<i>Dasyprocta mexicana</i>	0.5845	0.1299	0.0000
<i>Leopardus wiedii</i>	Ratones	0.4807	0.1404	0.0015

ANEXO FOTOGRÁFICO

Bassariscus sumichrasti



Conepatus semistriatus



Bushnell

10-30-2014 00:00:03

Eira barbara



Herpailurus yagouaroundi



Bushnell

07-22-2014 13:42:38

Leopardus pardalis



Bushnell

08-25-2014 07:34:53

Leopardus wiedii



Bushnell

066°F



05-05-2015 15:36:28

Mustela frenata



Nasua narica



Potos flavus



Bushnell

04-17-2015 03:45:11

Urocyon cinereoargenteus



MOULTRIE

23.16 inHg -



7°C



05/30/2015

07:09AM

MOULTRIECAM