



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL

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

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

**DIVERSIDAD Y CONSERVACIÓN DE MAMÍFEROS MEDIANOS Y
GRANDES EN JUCHITÁN, OAXACA.**

**TESIS QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
DOCTOR EN CIENCIAS**

P R E S E N T A

M. en C. CORTÉS MARCIAL MALINALLI

DIRECTOR: DR. MIGUEL ÁNGEL BRIONES SALAS

JUNIO DE 2015



**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 18 del mes de mayo del 2015 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: "Diversidad y conservación de mamíferos medianos y grandes en Juchitán, Oaxaca"

Presentada por la alumna

Cortés	Marcial	Malinalli
Apellido paterno	materno	nombre(s)
Con registro:		
A	1	1
0	1	4
8		

aspirante al grado de: **DOCTORADO 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 COMISION REVISORA
Director de tesis

Dr. Miguel Ángel Bribiyes Salas

Dr. Rafael Felipe del Castillo Sánchez

Dr. Rafael Pérez Pacheco

Dr. Marcelo Ulises García Guerrero

Dr. Aniceto Rodolfo Solano Gómez



EI PRESIDENTE DEL COLEGIO

Dr. José Rodolfo Martínez y Cárdenas



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL

SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

CARTA CESION DE DERECHOS

En la ciudad de el día 18 del mes de mayo del año 2015, el (la) que suscribe Cortés Marcial Malinalli alumno (a) del programa de DOCTORADO EN CIENCIAS EN CONSERVACIÓN Y APROVECHAMIENTO DE RECURSOS NATURALES con número de registro A110148, 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 de Dr. Miguel Ángel Briones Salas y cede los derechos del trabajo intitulado "**Diversidad y conservación de mamíferos medianos y grandes en Juchitán, Oaxaca**", 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: posgradoax@ipn.mx o mali_cor@yahoo.com.mx. Si el permiso se otorga, el usuario deberá dar el agradecimiento correspondiente y citar la fuente del mismo.

Malinalli Cortés Marcial

Nombre y firma



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

AGRADECIMIENTOS

A las autoridades de las localidades de La Venta, La Ventosa y Santiago Ixtaltepec de Juchitán, Oaxaca por los permisos otorgados y el apoyo brindado para la realización del trabajo de campo.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por la beca (229473) otorgada para estudios de posgrado.

Al Instituto Politécnico Nacional por financiar parcialmente por medio de la beca de Estímulos Institucional de Formación de Investigadores (PIFI/BEIFI) a nivel posgrado a través de los proyectos SIP: 20110547, 20121142.

Al Programa de Becas de Movilidad Académica, a través de la Red ECOES para realizar la estancia de Investigación en la Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Xochimilco.

Al Dr. Miguel Ángel Briones Salas por su dirección en el proyecto de tesis, así como por su apoyo durante mi desarrollo profesional.

A mi comité tutorial y comité revisor por sus sugerencias y comentarios realizados al manuscrito.

Al M. en C. Mario César Lavariega Nolasco por su asesoría en el manejo y análisis de Sistemas de Información Geográfica.

Al M. en C. José Luis Hernández Domínguez por su ayuda en la solución de problemas técnicos con los programas utilizados y la revisión de textos en inglés derivados de esta tesis.

INDICE GENERAL

	Página
Resumen	1
Abstract	2
Introducción	3
Objetivo general	7
Objetivos específicos	7
Capítulo 1. Diversidad, abundancia relativa y patrones de actividad de mamíferos medianos y grandes en un área protegida y una no protegida en el Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México.....	8
Resumen	9
Introducción	9
Métodos	11
Resultados	13
Discusión	15
Capítulo 2. Evaluación del impacto de caza en mamíferos medianos y grandes en el Istmo de Tehuantepec, Oaxaca.....	25
Resumen	26
Introducción	26
Métodos	27
Resultados	31
Discusión	37
Capítulo 3. Influencia de las características espaciales del fragmento y del paisaje en la diversidad y abundancia de mamíferos medianos y grandes en Juchitán, Oaxaca.....	40
Resumen	41
Introducción	41
Métodos	43
Resultados	45
Discusión	49
CAPITULO 4. Conclusiones generales	51
Literatura Citada.....	53

RESUMEN

La Planicie Costera de Tehuantepec, en Juchitán, es considerada como una de las regiones con mayor diversidad de Oaxaca y uno de los sitios de mayor importancia para la conservación de la biodiversidad. Sin embargo, esta región presenta graves problemas de conservación, ya que se encuentra sometida a diversas actividades antropogénicas como la cacería y la pérdida de hábitat. Los mamíferos medianos y grandes son especies sensibles a los cambios producidas por estas actividades, por ello, el objetivo del presente estudio fue evaluar el efecto que la cacería y la estructura del paisaje tienen sobre la diversidad de mamíferos medianos y grandes en un área protegida (área destinada voluntariamente a la conservación), y una sin protección en Juchitán, Oaxaca. Para evaluar la diversidad de mamíferos medianos y grandes se utilizaron dos métodos complementarios (fototrampeo y búsqueda de rastros en transectos lineales). Para conocer las especies cazadas, los métodos utilizados para cazarlas, el uso que les dan, y el número de animales que se extraen por año se aplicaron entrevistas estructuradas. Para evaluar el efecto de la fragmentación y la estructura del paisaje en la diversidad de especies se caracterizó tanto la configuración espacial de los fragmentos, como la del paisaje que los rodea por medio de imágenes de satélite. En total para ambas áreas se registraron 24 especies de mamíferos (21 especies con fototrampeo y 16 por medio de rastros) que pertenecen a 13 familias y siete órdenes. El índice de diversidad de Shannon-Wiener fue más alto en el área protegida por medio de rastros ($H' = 2.41$), mientras que en el área no protegida el método de fototrampeo tuvo la mayor diversidad ($H' = 1.94$). En el área protegida, las especies con mayor abundancia relativa fueron *Dicotyles angulatus* (IAR fototrampeo=2.63, n=139; IAR rastros=0.20, n=29), *Nasua narica* (IAR fototrampeo=1.28, n=68) y *Urocyon cinereoargenteus* (IAR rastros=0.23, n = 33). En el área no protegida, las especies más abundantes fueron *Nasua narica* (IAR fototrampeo= 0.89, n=47), *Dasypus novemcinctus* (IAR fototrampeo=0.72, n=38), *Urocyon cinereoargenteus* (IAR rastros= 0.30, n=43) y *Canis latrans* (IAR rastros= 0.10, n=14). Diez de las especies de mamíferos registradas, son sometidas a cacería; adicionalmente se reportó una especie de reptil y dos de aves que son cazadas. Al año se extraen un promedio de 190 kg/cazador, siendo las especies más cazadas la iguana (*Ctenosaura pectinata*), el armadillo (*Dasypus novemcinctus*) y el venado cola blanca (*Odocoileus virginiana*). La diversidad de mamíferos medianos y grandes se relacionó

negativamente con el tamaño y número de parches; sin embargo, se relacionaron positivamente con el número de especies dominantes. Los resultados sugieren que el cambio de uso de suelo es el principal factor que afecta la diversidad de mamíferos medianos y grandes en el área no protegida, mientras que en el área protegida es la cacería. La información generada en este estudio es de ayuda para la creación de programas de manejo y conservación de mamíferos medianos y grandes en el Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México.

ABSTRACT

The Coastal Plain of Tehuantepec, in Juchitán, is considered one of the most diverse regions of Oaxaca, and one of the sites of most importance for biodiversity conservation. Nevertheless, this region presents serious conservation problems, as it is submitted to a diverse anthropogenic activities like hunting and habitat loss. Medium and large mammals are species sensible to changes produces by these activities, therefore, the objective of this study was to evaluate the effect of hunting and landscape structure has over the diversity of medium and large mammals in a protected area and an unprotected area of Juchitán, Oaxaca. To evaluate the diversity of medium and large mammals two complementary methods were used (camera-trap and track search in linear transects). To know the hunted species, the methods used to hunt, the use given to them, and the number of extracted animals per year it was applied structural interviews. To evaluate the effects of fragmentation and landscape structure on species diversity it was characterized both fragment special configuration and the landscape that surround them through satellite images. In total they were registered 24 species of mammals (21 species with photo-trapping and 16 by mans of tracks) that belong to 13 families and 7 orders. The Shannon-Wiener diversity index was higher in the protected area by tracks ($H' = 2.41$), and by camera traps were in the unprotected area ($H' = 1.94$). In the protected area, the species with the highest relative abundance were *Dicotyles angulatus* (IAR camera-trap=2.63, n=139; IAR tracks=0.20, n=29), *Nasua narica* (IAR camera-trap=1.28, n=68), and *Urocyon cinereoargenteus* (IAR tracks=0.23, n = 33). In the unprotected area, the most abundant species were *Nasua narica* (IAR camera-trap= 0.89, n=47), *Dasypus novemcinctus* (IAR camera-trap =0.72, n=38), *Urocyon cinereoargenteus* (IAR tracks= 0.30, n=43), and *Canis*

latrans (IAR tracks= 0.10, n=14). Ten registered species of mammals are subject to hunt; additionally it was reported one reptile and two birds' species are hunted. 190 kg/hunter (roughly 419lbs/hunter) are extracted per annum on average, being the most species hunted the iguana (*Ctenosaura pectinata*), the armadillo (*Dasypus novemcinctus*), and the deer (*Odocoileus virginiana*). The diversity of medium and large mammals was related negatively with the size and number of parches, nonetheless, they were related positively with the number of dominant species. The results suggest that the land-use change is the main factor that affect the diversity of medium and large mammals in the unprotected area, while in the protected area is the hunting. The information generated in this study is of help for the creation of management and conservation of medium and large mammals programs in the Isthmus of Tehuantepec, Oaxaca, México.

INTRODUCCIÓN

Una de las mayores preocupaciones en el ámbito biológico es la pérdida de diversidad provocada por el cambio de uso de suelo, la deforestación y fragmentación de las selvas, la cacería y el tráfico de flora y fauna silvestre (Bonilla-Moheno et al., 2012; Carr, 2004; Geist y Lambin, 2002).

A nivel nacional, una de las estrategias nacionales para la conservación de los ecosistemas y su biodiversidad, es a través del establecimiento de Áreas Naturales Protegidas (ANP). Sin embargo, estas áreas tienen una inadecuada representación de los componentes de la biodiversidad (ecosistemas, tipos de vegetación, especies), y no aseguran el mantenimiento de ésta, además, de sólo 15.9% de los sitios de alta prioridad para la conservación se encuentra en algún área protegida (Figuroa y Sánchez-Cordero, 2008; Rodrigues et al., 2004)

A pesar de que Oaxaca, es uno de los estados con mayor diversidad biológica del país (50% de las plantas vasculares, 19% de los invertebrados, 35% de los anfibios, 26% de los reptiles y 63% de las aves presentes en México) (García-Mendoza et al., 2004), solo existen 11 áreas Naturales Protegidas, que cubren 3.41 % del territorio estatal (CONANP 2007; Monroy, et al., aceptado).

Sin embargo, existen diferentes iniciativas por parte de las comunidades indígenas, campesinos, particulares y empresas, que de manera voluntaria destinan superficies con fines de conservación (Borrini-Feyerabend et al., 2004).

Estas iniciativas, están divididas en áreas comunales protegidas (ACP), que son áreas comunitarias indígenas y campesinas, sin un registro o certificación oficial, y que en su mayoría son seleccionadas de acuerdo a un sistema de “usos y costumbres”, a través de asambleas comunitarias; y, áreas destinadas voluntariamente a la conservación (ADVC), las cuales son reconocidas mediante un certificado expedido por la CONANP, sin que las comunidades pierdan el dominio, manejo o gobernanza de las tierras destinadas (Elizondo y López, 2009). En conjunto estas áreas cubren una superficie similar a la de las áreas naturales protegidas; sin embargo, dichas áreas están poco representadas en regiones con la mayor diversidad del estado, tal es el caso de la subprovincia fisiográfica de la Planicie Costera de Tehuantepec.

La Planicie Costera de Tehuantepec, en Juchitán, es considerada como una de las regiones con mayor diversidad de Oaxaca y uno de los sitios de mayor importancia para la conservación de la biodiversidad, ya que sirve de puente entre dos grandes regiones de características contrastantes, la neártica y la neotropical. Aquí se conjuntan la flora y fauna propia de las áreas montañosas de clima templado y frío con especies tropicales de climas cálidos y húmedos (García-Marmolejo et al., 2008; Pérez-García et al., 2001). A pesar de su elevada diversidad, en su territorio, sólo el 1% pertenece a áreas protegidas, además de que estas áreas, generalmente se encuentran inmersas en un mosaico de actividades productivas lo cual representa graves problemas de conservación.

En la zona, se han desmontado extensas áreas, las cuales son destinadas a la siembra de cultivos, principalmente sorgo y maíz, posteriormente estos terrenos son sembrados con pastos para formar praderas que se emplean para criar ganado vacuno (Hernández-Gómez et al., 2012).

Estas actividades han tenido como resultado la creación de parches de vegetación primaria o secundaria de diferentes tamaños y edades, lo que se traduce en diferencias en la disponibilidad de hábitat y alimento para la fauna silvestre, en particular para especies que

se encuentran en alguna categoría de riesgo o son endémicas, (Blanco y Villafuerte, 1993; Gortázar et al., 2000; Cuarón, 2000; Ojasti, 2000; Pérez-García et al., 2001).

Entre los organismos que son más sensibles a los cambios que sufren sus hábitats, se encuentran los mamíferos de tamaño medio y grande, además su vulnerabilidad aumenta por ser especies sometidas a la cacería y tráfico ilegal. En particular algunas especies de carnívoros, tienen alta vulnerabilidad de extinguirse, ya que cumplen con al menos nueve de once categorías de especies vulnerables a la extinción mencionada por Primack (1995).

La importancia de estas especies radica en que cumplen roles ecológicos muy importantes en los bosques, tales como la dispersión, depredación y germinación de semillas de numerosas especies vegetales, actúan en procesos de herbivoría, como predador y presa, además de que actúan como controladores biológicos de poblaciones de insectos, de manera tal que influyen en la estructura y composición de las comunidades (Zielinski et al., 1995; Alonso et al., 2001; Bolaños y Naranjo, 2001; Ruiz-Olmo y López-Martín, 2001).

Además, estas especies también son importantes para esfuerzos de conservación, se ha mencionado que algunas especies cumplen el papel de “especies sombrilla”, ya que si se protege el hábitat de una población, también se protege el de otras especies, en algunas ocasiones debido a sus requerimientos de extensión de hábitat que comprenden el de muchas otras especies (Roberge y Angelstam, 2004).

Dada su importancia y su drástica disminución de ambientes silvestres, son necesarios estudios para identificar las causas de sus decline y conocer el efecto de la alteración de los ecosistemas sobre la diversidad y abundancia de estas especies (August, 1983; Malcolm, 1990; Hernández-Gómez et al., 2011; Lawton et al., 1998; Zarza, 2001).

Sin embargo, los efectos de estas alteraciones no son uniformes para todas las especies, de modo tal que las características particulares de cada especie (tamaño, requerimientos de hábitat, hábitos alimentarios, habilidad de dispersión, etc.) determinan las escalas espaciales de sus respuestas, con las consecuentes repercusiones para las interacciones interespecíficas y la estructura de la comunidad (Bolger et al., 1997; Galindo-Leal, 2004).

Algunos efectos negativos se deben principalmente a que se crean parches de vegetación de tamaño reducido que no puede sostener a una población viable de mamíferos de tamaño medio y grande. Esto debido a que las poblaciones quedan aisladas, creando poblaciones locales y dispersas a través del ambiente, lo que conlleva a extinciones locales por la carencia de intercambio genético con otros individuos de poblaciones diferentes (Bouzat, 2001; Noss, 1987).

Por otro lado, existen evidencias de que estos cambios actúan de manera positiva en especies tolerantes y generalistas o aquellas que requieren de más de un tipo de vegetación para cubrir sus requerimientos, ya que con ello se incrementa la heterogeneidad y complementariedad del paisaje (Dunning et al., 1992; Fahrig, 2003; Fahrig y Nuttle, 2005). En este sentido, algunas especies se desplazan entre los remanentes de hábitat o zonas con alto grado de deterioro, como pastizales y cultivos, utilizándolos incluso, como áreas de alimentación y refugio (Calvete et al., 2004; Codesio et al., 2008; Santos y Tellería, 2006).

Otro de los problemas que enfrentan estas especies es debida a la cacería comercial y de subsistencia, debido a que los mamíferos son la fuente principal de proteína para las poblaciones que habitan en las zonas rurales (Juste et al., 1995; Muchaal y Ngandjui, 1999; Peres y Nascimento, 2006). Dicha actividad provoca una remoción de una gran parte de la biomasa animal de los bosques lo que altera la composición y estructura de los ensambles de especies, y a su vez, los ensambles vegetales, lo que genera finalmente impactos serios en la dinámica de los bosques (Bodmer, 1995; Corlett, 2007; Fa et al., 2002; Muller-Landau, 2007; Stoner et al., 2007; Wright et al., 2000)

Se estima que la cacería produce una pérdida de fauna desigual, debido principalmente a que los cazadores prefieren a las especies de mayor tamaño, por lo tanto, tienden a ser las más afectadas (Dirzo et al., 2007; Peres y Palacios, 2007).

Es importante resaltar, que, a pesar de que los estudios sobre mamíferos medianos y grandes en la Planicie Costera de Tehuantepec se han incrementado en los últimos años, aún se desconocen los efectos que tiene la alteración del hábitat y la cacería de estas especies, así como la influencia de las áreas protegidas en la conservación, por lo tanto es necesario generar información que permita proveer herramientas necesarias para la creación

de estrategias de conservación que ayuden a tener un manejo sustentable de dichos organismos.

OBJETIVO GENERAL

- Evaluar el efecto la cacería y la estructura del paisaje sobre la diversidad de mamíferos medianos y grandes en un área protegida y una no protegida de Juchitán, Oaxaca.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Evaluar la diversidad, abundancia relativa y patrones de actividad de mamíferos medianos y grandes en un área protegida (AP) y una no protegida (ANoP) de Juchitán, Oaxaca.
- Evaluar el impacto de la cacería sobre la diversidad y densidad de mamíferos medianos y grandes.
- Evaluar el efecto de la fragmentación y estructura del paisaje sobre la diversidad de mamíferos medianos y grandes en un área protegida y una no protegida de Juchitán, Oaxaca.

CAPÍTULO 1

Diversidad, abundancia relativa y patrones de actividad de mamíferos medianos y grandes en un área protegida y una no protegida en el Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México

Diversidad, abundancia relativa y patrones de actividad de mamíferos medianos y grandes en una selva seca del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México

Malinalli Cortés-Marcial & Miguel Briones-Salas

Laboratorio de Vertebrados Terrestres (Mastozoología), Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional (CIIDIR-Oaxaca), Instituto Politécnico Nacional. Hornos 1003, Santa Cruz Xoxocotlán. C.P. 71230, México; mali_cor@yahoo.com.mx, mbriones@ipn.mx

Recibido 03-II-2014. Corregido 30-VI-2014. Aceptado 29-VII-2014.

Abstract: Diversity, relative abundance and activity patterns of medium and large mammals in a tropical deciduous forest in the Isthmus of Tehuantepec, Oaxaca, Mexico. The use of camera traps and mammal track search are complementary methods to monitoring species of which is not well documented their natural history, as in the case of medium and large mammals. To ensure its conservation and good management, it is necessary to generate information about the structure of the community and their populations. The objective of the present study was to estimate the diversity, relative abundance and activity patterns of medium and large mammals in a tropical deciduous forest located in the Isthmus of Tehuantepec, Oaxaca, Mexico. Samplings were conducted in three month intervals, from September 2011 to May 2013. We used photographic-sampling and track search, two complementary sampling methods. For photographic-sampling, 12 camera traps were placed covering an area of 60km², while for the tracks search a monthly tour of four line-transect surveys of three kilometers length each was undertaken. We obtained a total of 344 pictures with 5292 trap-days total sampling effort; in addition, 187 track records in a total of 144km. With both methods we registered 21 species of mammals, in 13 families and seven orders, and five species resulted in new records to the area. The diversity index of Shannon-Wiener obtained with the method of tracks was $H' = 2.41$, while the most abundant species were *Urocyon cinereoargenteus* (IAR=0.23) and *Pecari tajacu* (IAR=0.20). By the method of trap the most abundant species were *P. tajacu* (IAR=2.62) and *Nasua narica* (IAR=1.28). In terms of patterns of activity *P. tajacu*, *N. narica* and *Odocoileus virginianus* were primarily diurnal species; *Canis latrans* and *Leopardus pardalis* did not show preference for any schedule in particular, and *Didelphis virginiana* and *Dasypus novemcinctus* preferred to have nocturnal activity. This information can be of help to the creation of programs of management and conservation of mammals of medium and large in the Isthmus of Tehuantepec, Oaxaca, México. Rev. Biol. Trop. 62 (4): 1433-1448. Epub 2014 December 01.

Key words: camera traps, tracks, mammals, diversity, patterns of activity.

El Istmo de Tehuantepec, al sur de México, es una de las regiones de mayor relevancia biogeográfica para muchos vertebrados terrestres (Ramamoorthy, 1998), en esta zona se presentan procesos de especiación activa y diferenciación poblacional (Orr, & Smith, 1998; Peterson, Soberón, & Sánchez-Cordero, 1999). Se conjuntan flora y fauna propia de las áreas montañosas de clima templado y frío, con especies tropicales de clima cálido y

húmedo. Además, posee una elevada riqueza de especies de mamíferos (Briones-Salas, & Sánchez-Cordero, 2004), aves (Navarro, García-Trejo, Peterson, & Rodríguez-Contreras, 2004) y mariposas, entre otros grupos más (González, Briones-Salas, & Alfaro, 2004; Luis, Llorente, Warren, & Vargas, 2004). Por todas estas razones, esta región es considerada por diferentes instancias nacionales e internacionales de importancia para la conservación



de la biodiversidad (Arriaga, Espinoza, Aguilar, Martínez, Gómez, & Loa, 2000; Pérez-García, Meave, & Gallardo, 2001; González et al., 2004; García-Marmolejo, Escalona-Segura, & Van der Wal, 2008).

Pese a su gran diversidad, la región presenta graves problemas de conservación, principalmente sus selvas secas, que son consideradas entre los ecosistemas más amenazados en el Continente Americano (Ceballos, & García, 1995; Olson et al., 2000; Ceballos, & Martínez, 2010). En esta región, se han desmontado extensas áreas de selva, que han sido destinadas a la siembra de cultivos, principalmente sorgo y maíz; además, son sembrados con pastos para formar praderas que se emplean para criar ganado vacuno (Hernández, Ellis, & Gallo, 2013). A pesar de esto, aún existen remanentes de vegetación original, como resultado del interés de conservación que tienen las comunidades indígenas que se asientan en esta región. Dichas comunidades han propuesto el establecimiento de “áreas comunales protegidas”, sitios que no cuentan con un decreto oficial y que son establecidas por decisión propia de las comunidades (Ortega et al., 2010; Martín, Camacho, Del Campo, Anta, Chapela, & González, 2011). En estas selvas habitan una gran variedad de especies de plantas y animales que se encuentran en peligro de desaparecer, debido principalmente a la pérdida de hábitat y a la cacería furtiva y/o de subsistencia (Pérez-García, Meave, & Salas, 2010).

Los mamíferos medianos y grandes que habitan los trópicos secos, constituyen comunidades muy ricas, con una gran variedad de grupos tróficos (Ahumada et al., 2011). Tienen una gran importancia en la dinámica y mantenimiento de los ecosistemas (Dirzo & Miranda, 1991), pueden influir en la regeneración y recuperación de las selvas a través de la dispersión y depredación de semillas de numerosas especies vegetales; además, actúan como depredadores y presas, así como controladores biológicos de insectos (Bolaños, & Naranjo, 2001; Nakashima, Inoue, Inoue-Murayama, & Sukor, 2010). Por otro lado, son una fuente importante de recursos naturales primordiales

que son utilizados como carne de monte por los pobladores que habitan estas selvas (Robinson & Bennett, 2000; Naranjo & Cuarón, 2010).

Es importante resaltar, que, a pesar de que los estudios sobre mamíferos en esta zona (Olguín-Monroy, León, Samper-Palacios, & Sánchez-Cordero, 2008; Barragán, Lorenzo, Morón, Briones-Salas, & López, 2010; Lira, Galindo-Leal, & Briones-Salas, 2012) y en este tipo de vegetación (Ortiz-Martínez, & Rico-Gray, 2007; Santos-Moreno, & Ruiz-Velásquez, 2011) se han incrementado en los últimos años, aún hace falta información sobre su historia natural. Por ello, resulta necesaria la elaboración de estudios donde se documenten los patrones de riqueza, abundancia y distribución de dichas especies dentro de los hábitats para lograr su conservación y aprovechamiento.

Existen diferentes métodos para el estudio de mamíferos medianos y grandes; en algunos casos se requiere la captura y la manipulación de los individuos por medio de trampas (Swan, Di Stefano, Chistie, Steel, & York, 2014), y en otros casos, existen técnicas no invasivas para detectar a estas especies, como el uso de cámaras-trampa y búsqueda de rastros (Zielinski & Kucera, 1995; Wilson & Delahay, 2001). Recientemente las cámaras-trampa han sido utilizadas para monitorear la dinámica poblacional, riqueza de especies, patrones de actividad, uso de hábitat y la abundancia relativa de dichas especies, datos esenciales para la conservación de especies silvestres (Varma, Pittet, & Jamadagni, 2006; Shek, Chan, & Wan, 2007; Maffei, Noss, & Fiorello, 2007; Arispe, Venegas, & Rumiz, 2008; Lyra-Jorge, Ciocheti, Pivello, & Meirelles, 2008; Marnewick, Funston, & Karanth, 2008; Tobler, Carrillo-Percastegui, & Powell, 2009; Monroy-Vilchis, Zarco-González, Rodríguez-Soto, Soria-Díaz, & Urios, 2011; Lira & Briones-Salas, 2012). Sin embargo, con la implementación de las cámaras trampa, los estudios enfocados a la búsqueda de rastros han disminuido considerablemente.

Por otra parte, la técnica de búsqueda de rastros, constituye una herramienta valiosa para estimar la presencia de especies, abundancia

relativa y el uso y selección del hábitat (Simonetti, & Huareco, 1999; Carrillo, Wong, & Cuarón, 2000; Guzman-Lenis, & Camargo Sanabria, 2004; Michalski & Peres, 2007; Espartosa, Pinptti, & Pardini, 2011; Munari, Keller, & Venticinque, 2011; Aranda, 2012).

Se ha demostrado que estos métodos han sido diseñados para estudiar especies o grupo de especies en particular (Odel, & Knight, 2001; Swan et al., 2014), por lo tanto varían en su aplicabilidad y éxito de detección para diferentes taxa, por lo que si se desea registrar todas las especies de una comunidad, es necesario utilizar una combinación de técnicas de muestreo (Ryan, Philippi, Leiden, Dorcas, Wigley, & Gobbons, 2002; Doan, 2003; Lyr-Jorge et al., 2008). En este estudio utilizamos datos obtenidos con dos métodos de detección de mamíferos medianos y grandes comúnmente empleados (cámaras-trampa y búsqueda de rastros), para hacer frente a tres objetivos principales: 1. Estimar su diversidad y compararla con las temporadas lluviosa y seca, 2. Determinar la abundancia relativa y compararla entre temporadas y 3. Analizar los patrones de actividad de los mamíferos medianos y grandes presentes en una selva baja caducifolia del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México. Los datos generados de estos tres objetivos serán muy importantes para las comunidades indígenas que se asientan en el área de estudio para atender preguntas de investigación y manejo de recursos faunísticos que ayuden a su conocimiento, uso y protección.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio: Se localiza dentro del Área Comunal Protegida llamada Ojo de Agua Tolistoque y Sierra Tolistoque, en el distrito de Juchitán, en la Planicie Costera de Tehuantepec, Oaxaca, México, a una altitud entre 100 y 400msnm, dentro de las coordenadas 16°38' a 16°30'N-94°55' a 94°50' W (Ortega et al., 2010; Ortíz-Pérez, Hernández, & Figueroa, 2004). El clima es cálido subhúmedo con lluvias en verano (A_{w_0}), cuenta con una marcada temporada de sequía entre noviembre a junio

y lluvias de julio a octubre, con una precipitación total anual de 932.2mm. La temperatura promedio anual es de 27.6°C. El tipo de vegetación dominante es selva baja caducifolia (bosque tropical caducifolio *sensu* Rzedowski, 1978), donde predominan especies de Fabaceae (e.g. *Lonchocarpus emarginatus* y *Myrospermum frutescens*) y Mimosaceae (e.g. *Acacia picachensis* y *Havardia campylacantha*) (García, 1988; Ortega et al., 2010; Pérez-García, Meave, & Gallardo, 2001).

Registro de mamíferos medianos y grandes: El muestreo fotográfico se desarrolló desde septiembre 2011 a agosto 2013, con cuatro periodos de muestreo con un promedio de 110 días cada uno, cubriendo un total de 216 días durante la temporada seca y 225 días durante la lluviosa.

Se ubicaron 12 estaciones de muestreo que fueron georreferenciadas con un geoposicionador (Garmin etrex®). Durante cada periodo, se colocaron 12 cámaras trampa marca Cuddeback®, a una altura entre 30 y 50cm del nivel del suelo, en veredas naturales, caminos abandonados, cañadas y arroyos secos; con una separación aproximada de 2km de distancia entre cada una, cubriendo un área de 60Km². El circuito de la cámara-trampa fue programado para permanecer activo durante 24 horas y con un retraso mínimo de 60 segundos entre cada disparo, en cada fotografía se imprimió la fecha y la hora. Todas las estaciones de muestreo fueron revisadas mensualmente. El esfuerzo de muestreo se obtuvo multiplicando el número total de cámaras-trampa por el total de días que permanecieron activas (Medellín et al., 2006). Los registros fotográficos se prepararon en formato de ficha digital y se depositaron en la Colección de Mamíferos (OAX.MA.026.0497) del Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Unidad Oaxaca (CIIDIR, OAX), del Instituto Politécnico Nacional (IPN). Los individuos fotografados fueron identificados siguiendo la literatura especializada (Reid, 1997; Ceballos, & Oliva, 2005; Aranda, 2012).



La búsqueda de rastros (heces fecales y huellas), se realizó desde septiembre 2011 a julio 2013, con 12 periodos de muestreo, seis durante la temporada seca y seis durante la temporada lluviosa. En cada periodo se recorrieron cuatro transectos lineales de 3km de longitud cada uno, distribuidos al azar dentro del área de estudio. Para cada registro se ubicó la localidad con un geoposicionador (Garmin etrex®), fecha, hora, altitud y medidas de los rastros (ancho, largo y diámetro).

Las heces fecales, se recolectaron en bolsas de papel y se secaron a la intemperie. Para asegurar la correcta identificación de la especie, se consultaron guías especializadas (Aranda, 2012), y se buscaron huellas asociadas a ellas. Las huellas fueron recolectadas a través de la elaboración de moldes de yesos de fraguado rápido (Aranda, 2012) y se identificaron a nivel de especie de acuerdo con Hall (1981); Emmons & Feer (1990); Reid (1997); Ceballos, & Oliva (2005) y Aranda (2012). Para ambos casos y para asegurar la correcta identificación, se consultó el material de referencia depositado en la Colección de Mamíferos (OAX.MA.026.0497) del CIIDIR, OAX, del IPN. Una vez identificados los rastros, los moldes de yeso de las huellas fueron depositadas en la colección antes citada. El esfuerzo de muestreo de rastros se obtuvo como el número total de rastros por distancia recorrida.

El gremio trófico de las especies registradas se clasificó en herbívoros, insectívoros, frugívoros, carnívoros y omnívoros, de acuerdo a Ceballos & Oliva (2005). Para identificar especies de nuevo registro en el municipio de Juchitán, Oaxaca, se revisaron los registros previos de los mamíferos medianos y grandes para los diferentes distritos de Oaxaca, México (Goodwin, 1969; Hall, 1981; Briones-Salas, & Sánchez-Cordero, 2004). Finalmente, para conocer la situación de riesgo de los mamíferos registrados se consultó la norma oficial mexicana: NOM-059-ECOL-2010 (SEMARNAT 2010) y la lista roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN 2011).

Se obtuvo el número de especies registradas por cada uno de los métodos. Se utilizaron dos modelos asintóticos de acumulación de especies, para determinar el éxito en el esfuerzo de captura: Clench y Dependencia lineal (Moreno, & Halffter, 2000), seleccionando al final el más adecuado con el criterio de máxima verosimilitud por medio del programa Species accumulation v. Beta (http://www.cimat.mx/en/Descargas_de_software). Los datos se aleatorizaron 100 veces, se calculó el valor de la asíntota y en su caso el esfuerzo adicional necesario para registrar el 95% del valor asintótico predicho por el modelo seleccionado.

La diversidad alfa (α) se estimó para cada método, de acuerdo al índice de Shannon-Wiener. Para las temporadas lluviosa y seca, el índice se comparó por medio de la prueba t modificada de Hutchinson (Moreno, 2001). Además de esto, se estimó la dominancia con el índice de Berger-Parker (Whittaker, 1972), que considera la importancia proporcional de las especies más abundantes y, el índice de equidad de Pielou (Magurran, 1988), que mide la proporción de la diversidad observada con relación a la máxima diversidad esperada (Moreno, 2001).

La abundancia de las especies se estimó sumando el número de registros para cada especie en ambos métodos. La abundancia relativa de las especies con el método de fototrampeo se determinó, como el número de registros fotográficos independientes por cada 100 días-trampa. Un registro independiente considera: fotografías consecutivas de diferentes individuos, fotografías consecutivas de individuos de la misma especie separadas por más de 24 horas y fotografías no consecutivas de individuos de la misma especie. Para las especies gregarias, el número de registros independientes fue igual al número de individuos observados en una fotografía (O'Brien, Kinnaird, & Wibisono, 2003; Yasuda, 2004; Medellín et al., 2006; Monroy-Vilchis, Zarco-González, Rodríguez-Soto, Soria-Díaz, & Urios, 2011; Lira-Torres, & Briones-Salas 2012). La abundancia relativa para cada especie con el método de rastros se estimó al dividir el número de

rastros encontrados (huellas) por especie, por la distancia recorrida (Carrillo et al., 2000).

Para ambos métodos, se obtuvo la abundancia relativa por temporada y se realizó una prueba de Mann-Whitney para determinar diferencias significativas entre temporadas (Zar, 1999).

Se determinó el patrón de actividad general y por temporada para aquellas especies que contaran con al menos 11 fotografías independientes (Maffei, Cuellar, & Noss, 2002; Monroy-Vilchis et al., 2011). Las imágenes obtenidas se agruparon en intervalos de dos horas y el patrón de actividad se clasificó en diurnas (de las 8:00 a las 18:00 horas), nocturnas (de las 20:00 a las 06:00 horas); crepuscular (matutino, entre las 6:00 y las 8:00 horas y vespertino entre las 18:00 y las 20:00 horas), las especies que no mostraron un patrón claro se clasificaron como catemerales (Maffei et al., 2002; Monroy-Vilchis et al., 2011; Bernard et al., 2013).

RESULTADOS

Se registraron 21 especies de mamíferos medianos y grandes con ambos métodos, que corresponden a 13 familias y siete órdenes. El orden mejor representado fue Carnívora, con cuatro familias y 11 especies (Cuadro 1).

Con el método de fototrampeo se registraron 18 especies en 344 fotografías, 322 de éstas independientes, con un esfuerzo de muestreo de 5 292 días-trampa. Durante la temporada seca se registraron 14 especies en 232 fotografías, mientras que en la temporada lluviosa se registraron 15 especies en 112 fotografías (Cuadro 1).

Por medio del método de rastros se registraron 16 especies, se obtuvieron 187 registros en 144km recorridos. Para la temporada seca, se registraron 13 especies en 72 registros, mientras que para la temporada lluviosa se registraron 16 especies en 115 registros (Cuadro 1).

Del total de especies, cinco se registraron únicamente con el método de fototrampeo (*Tamandua mexicana*, *Panthera onca*, *S.*

pygmaea, *Mephitis macroura* y *D. mexicana*), mientras que tres especies se registraron solamente con el método de rastros (*Philander opossum*, *B. astutus* y *Coendou mexicanus*).

El modelo de acumulación de especies que mejor se ajustó a los datos para ambos métodos fue el de Clench, dicho modelo sugiere que en el área de estudio no se ha llegado a la asíntota, el modelo predice que se pueden encontrar 23 especies con el método de fototrampeo ($a=3.91$ y $b=0.16$) y 17 especies con el método de rastros ($a=15.27$ y $b=0.87$), por lo que se tiene una representatividad del 78% y 92% de las especies para cada método.

La diversidad de mamíferos medianos y grandes estimada con el índice de Shannon-Wiener mediante el método de fototrampeo fue de $H'=1.89$, con una diversidad máxima de $H'_{max}=2.89$. Para las diferentes temporadas se observó una mayor diversidad durante la temporada lluviosa ($t=4.49$, g.l.=193, $p=0.05$). El índice de Berger-Parker indica que la comunidad de mamíferos presentó un grado de dominancia medio durante todo el estudio ($D=0.41$), al igual que para las temporadas seca ($D=0.39$) y lluviosa ($D=0.45$). El índice de equidad de Pielou fue de $J=0.65$ durante todo el estudio, en tanto que para la temporada lluviosa fue más alto que para la temporada seca (Cuadro 2).

Mediante el método de rastros, el índice de diversidad fue de $H'=2.41$, con una diversidad máxima de $H'_{max}=2.77$. De acuerdo a la época del año, existieron diferencias significativas, se registró una diversidad mayor durante la temporada de lluvias ($t=2.21$, g.l.=72, $p=0.05$). La equidad de Pielou fue alta para todo el estudio ($J'=0.86$), al igual que para las temporadas. El índice de Berger-Parker indica una dominancia baja para todo el estudio ($D=0.18$), mientras que para la temporada seca fue mayor ($D=0.31$) (Cuadro 2).

Las especies con mayor abundancia relativa por el método de fototrampeo fueron *P. tajacu* (IAR=2.62, $n=139$), *N. narica* (IAR=1.28, $n=68$), mientras que siete especies fueron menos abundantes (IAR=0.019, $n=1$); para ambas temporadas *P. tajacu* fue la especie más abundante con un IAR=3.47, $n=90$ en secas y



CUADRO 1

Mamíferos medianos y grandes registrados en la selva seca en el Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México. Arreglo sistemático de acuerdo a Ramírez-Pulido *et al.* 2005

TABLE 1

Medium and large mammals recorded in a tropical deciduous forest located in the Isthmus of Tehuantepec, Oaxaca, Mexico. Taxonomic arrangement proposed by Ramírez-Pulido *et al.* 2005

ORDEN / Familia / Especie	Grem. Tróf.	Fototrampео						Rastros						NOM-059-SEMARNAT-2010	UICN
		Secas		Lluvias		Total		Secas		Lluvias		Total			
		N reg	Ar	N reg	Ar	N reg	Ar	N reg	Ar	N reg	Ar	N reg	Ar		
DIDELPHIMORPHIA															
Didelphidae															
<i>Philander opossum</i>	omniv	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0.014	1	0.007		
<i>Didelphis virginiana</i>	omniv	25	0.965	3	0.111	28	0.529	10	0.139	9	0.125	19	0.132		
CINGULATA															
Dasypodidae															
<i>Dasypus novemcinctus</i>	insec	18	0.694	9	0.333	27	0.510	6	0.083	12	0.167	18	0.125		
PILOSA															
Myrmecophagidae															
<i>Tamandua mexicana</i>	insec	1	0.039	0	0	1	0.019	0	0	0	0	0	0	P	
CARNIVORA															
Canidae															
<i>Canis latrans</i>	carniv	22	0.849	10	0.370	32	0.605	6	0.083	9	0.125	15	0.104		
<i>Urocyon cinereoargenteus</i>	omniv	0	0	1	0.037	1	0.019	22	0.306	11	0.153	33	0.229		
Felidae															
<i>Panthera onca</i>	carniv	0	0	1	0.037	1	0.019	0	0	0	0	0	0	P	NT
<i>Puma concolor</i>	carniv	3	0.116	3	0.111	6	0.113	2	0.028	1	0.014	3	0.021		
<i>Leopardus pardalis</i>	carniv	11	0.424	6	0.222	17	0.321	4	0.056	4	0.056	8	0.056	P	
Mephitidae															
<i>Conepatus leuconotus</i>	insec	1	0.039	2	0.074	3	0.057	2	0.028	3	0.042	5	0.035		
<i>Spilogale pygmaea</i>	insec	0	0.000	1	0.037	1	0.019	0	0	0	0	0	0		
<i>Mephitis macroura</i>	insec	1	0.039	0	0	1	0.019	0	0	0	0	0	0		
Procyonidae															
<i>Nasua narica</i>	omniv	49	1.890	19	0.704	68	1.285	2	0.028	3	0.042	5	0.035		
<i>Bassariscus astutus</i>	omniv	0	0	0	0	0	0	1	0.014	1	0.014	2	0.014		
<i>Procyon lotor</i>	omniv	0	0	1	0.037	1	0.019	0	0	5	0.069	5	0.035		
ARTIODACTYLA															
Tayassuidae															
<i>Pecari tajacu</i>	herbiv	90	3.472	49	1.815	139	2.627	5	0.069	24	0.333	29	0.201		
Cervidae															
<i>Odocoileus virginianus</i>	herbiv	4	0.154	5	0.185	9	0.170	5	0.069	22	0.306	27	0.188		
RODENTIA															
Sciuridae															
<i>Sciurus aureogaster</i>	herbiv	1	0.039	1	0.037	2	0.038	6	0.083	2	0.028	8	0.056		
Agoutidae															
<i>Dasyprocta mexicana</i>	frugiv	1	0.039	0	0	1	0.019	0	0	0	0	0	0		
Eretizontidae															
<i>Coendou mexicanus</i>	omniv	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0.028	2	0.014	A	
LAGOMORPHA															
Leporidae															
<i>Sylvilagus floridanus</i>	herbiv	5	0.193	1	0.037	6	0.113	1	0.014	6	0.083	7	0.049		
Tot. Registros		232		112		344		72		115		187			
Tot. especies		14		15		18		13		16		16			

N reg=Número de registros independientes obtenidos para cada método, Ar=Abundancia relativa. Gremios tróficos: omniv=Omnívoro, insec=Insectívoro, carniv=Carnívoro, frugiv=Frugívoro, herbiv=Herbívoro. NOM-059-SEMARNAT-2010: A=Amenazado, P=En peligro de extinción. UICN: LC=Preocupación menor, NT=Casi amenazado.

N reg=Number of independent records by each method, Ra=Relative abundance. Trophic guild: omniv=Omnivore, insec=Insectivore, carniv=Camivore, frugiv=Frugivore, herbiv=Herbivore. NOM-059-SEMARNAT-2010: T=Threatened, E=Endangered. UICN: LC=Least concern; NT=Near Threatened.



CUADRO 2
Especies registradas en la selva seca del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México

TABLE 2
Species recorded in a tropical deciduous forest in the Isthmus of Tehuantepec, Oaxaca, Mexico

	Fototrampeo			Rastros (km recorridos)		
	Secas	Lluvias	Total	Secas	Lluvias	Total
Esfuerzo de muestreo	2592 días-trampa	2700 días-trampa	5292 días-trampa	72 km	72 km	144km
Registros independientes	232	112	344	72	115	187
Especies registradas	14	15	18	13	16	16
Especies exclusivas	3	4	4	3	0	3
Diversidad Shannon-Wiener (H')	1.83	1.90	1.89	2.21	2.37	2.41
H' max	2.64	2.71	2.89	2.56	2.77	2.77
Dominancia (D)	0.39	0.45	0.41	0.31	0.21	0.18
Equidad (J')	0.69	0.70	0.65	0.86	0.85	0.86

IAR=1.81, n=49 en lluvias. Entre ambas temporadas se observaron diferencias significativas ($U=82.5$, $p=0.32$).

De acuerdo al método de rastros, las especies más abundantes fueron *U. cinereoargenteus* (IAR=0.23, n=33) y *P. tajacu* (IAR=0.20, n=29), mientras que la menos abundante fue *P. opossum* (IAR=0.007, n=1). Durante la temporada seca, *U. cinereoargenteus* fue la especie más abundante (IAR=0.30, n=22), y para la temporada lluviosa *P. tajacu* (IAR=0.33, n=24) (Cuadro 1). De acuerdo a la temporalidad existieron diferencias significativas ($U=94.5$, $p=0.69$).

Entre las especies con mayor número de registros, tres presentaron mayor actividad en horarios diurnos: *P. tajacu* (entre 06:00 y 12:00h), *N. narica* (entre 8:00 y 16:00h) y *O. virginianus* (entre 08:00 y 20:00h). Dos especies fueron nocturnas *D. virginiana* (entre 20:00 y 04:00h) y *D. novemcinctus* (entre 20:00 y 06:00h). Finalmente, *C. latrans* y *L. pardalis* no presentaron preferencia hacia algún horario en particular, por lo que se les consideró catemerales o generalistas (Fig. 1, Cuadro 3). Se pudo obtener el patrón de actividad por temporadas sólo de cuatro especies, *P. tajacu*, *N. narica*, *C. latrans* y *D. novemcinctus*, los patrones de actividad no fueron diferentes a los anuales (Cuadro 3).

De las 21 especies registradas con ambos métodos, los omnívoros estuvieron

representados por siete especies, los insectívoros por cinco, los carnívoros y herbívoros por cuatro especies cada uno y una especie fue frugívora (Cuadro 2).

El 61.90% de las especies registradas, se encuentran bajo algún criterio de conservación. Cuatro especies se reportan dentro de la legislación mexicana (NOM-059-SEMARNAT 2010): *T. mexicana*, *P. onca*, *L. pardalis* y *C. mexicanus*, las primeras tres en peligro de extinción y la última como amenazada. *P. onca* se encuentra dentro de la lista internacional (UICN 2011) como casi amenazado.

DISCUSIÓN

El uso de métodos complementarios puede proporcionar información valiosa en estudios sobre los patrones generales de riqueza de especies, abundancia relativa y diversidad. Varios estudios han demostrado la eficiencia de complementar estos trabajos con diversos métodos (Gaidet-Drapier, Frtz, Bogarel, Renaud, Poilecot, & Chardonnet 2006; Lyra-Jorge et al., 2008; Swan et al., 2014). Para este caso, se utilizaron los métodos de fototrampeo y el de búsqueda de rastros, se logró registrar un gran número de especies para la zona (n=21). La mayor parte de estas (n=13) se registraron con ambos métodos, mientras que con el método de fototrampeo se registraron exclusivamente

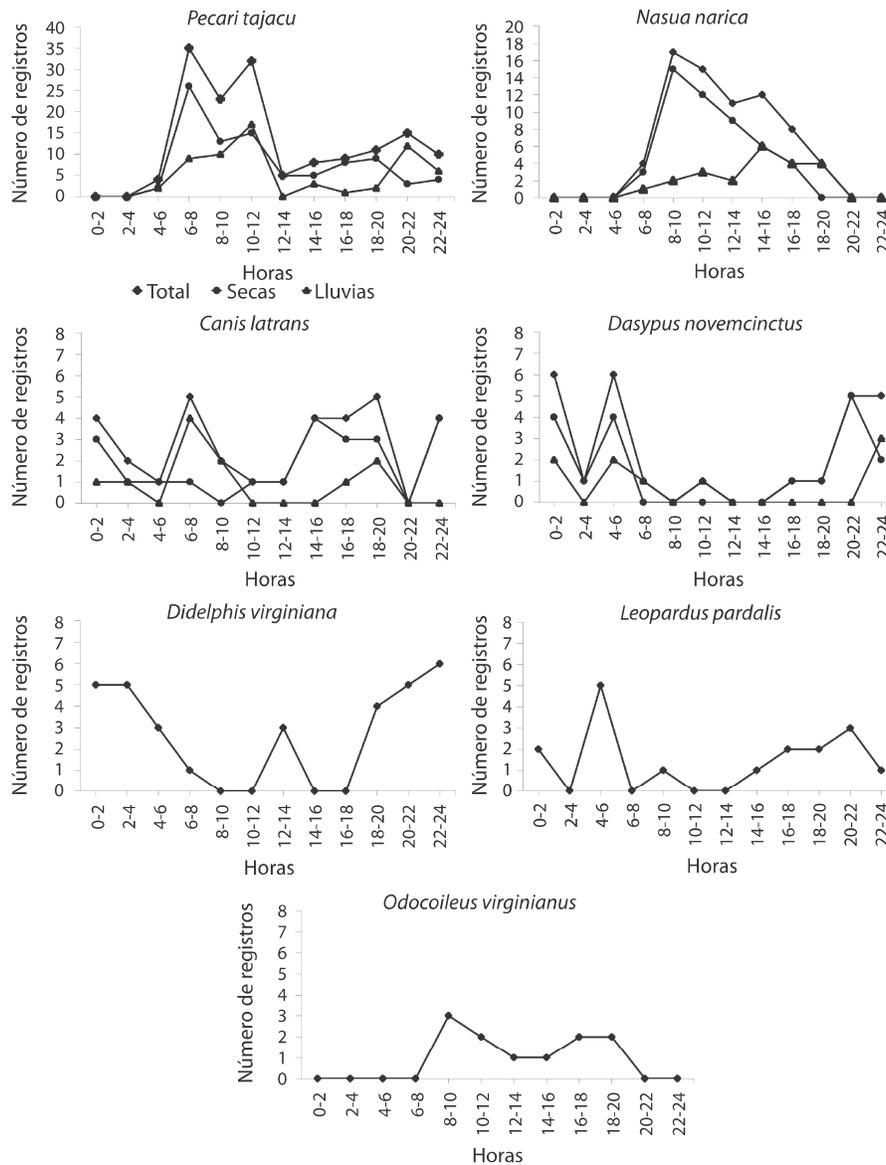


Fig. 1. Patrones de actividad de mamíferos medianos y grandes en la selva baja caducifolia del Istmo de Tehuantepec, Juchitán, Oaxaca, México.

Fig. 1. Activity patterns of medium and large mammals in a tropical deciduous forest located in the Isthmus of Tehuantepec, Oaxaca, Mexico.

cinco especies y tres más, exclusivamente con el método de rastros.

La riqueza de especies de mamíferos medianos y grandes fue mayor a la registrada en selvas similares en el estado de Oaxaca, México, donde los valores van de 15 a 19

especies (Santos-Moreno, & Ruíz-Velásquez, 2011; Pérez-Irineo, & Santos-Moreno, 2012).

Sin embargo, la riqueza encontrada en el sitio de estudio es menor a la registrada en otros sitios de México. Por ejemplo, en Salina Cruz, Oaxaca, se reportan 30 especies de

CUADRO 3
Patrones de actividad de mamíferos medianos y grandes registrados con el método de fototrampeo en el Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México

TABLE 3
Activity patterns of medium and large mammals recorded by camera traps in the Isthmus of Tehuantepec, Oaxaca, Mexico

Especie	Secas			Lluvias			Total		
	Registros	Horario	Patrones de actividad	Registros	Horario	Patrones de actividad	Registros	Horario	Patrones de actividad
<i>Didelphis virginiana</i>	-	-	-	-	-	-	32	20:00-04:00 hrs	Nocturno
<i>Dasylops novemcinctus</i>	18	20:00-06:00 hrs	Nocturno	9	22:00-06:00 hrs	Nocturno	27	20:00-06:00 hrs	Nocturno
<i>Canis latrans</i>	22	No mostro preferencia hacia un horario	Caternal	11	No mostro preferencia hacia un horario	Caternal	33	No mostro preferencia hacia un horario	Caternal
<i>Leopardus pardalis</i>	-	-	-	-	-	-	17	No mostro preferencia hacia un horario	Caternal
<i>Nasua narica</i>	41	8:00-18:00 hs	Diurno	22	8:00-18:00 hs	Diurno	71	8:00-18:00 hs	Diurno
<i>Pecari tajacu</i>	90	6:00-14:00 hrs	Diurno	62	6:00-14:00 hrs	Diurno	152	6:00-14:00 hrs	Diurno
<i>Odocoileus virginianus</i>	-	-	-	-	-	-	11	8:00-20:00 hs	Diurno

mamíferos medianos y grandes (Cervantes, & Yepez, 1995); mientras que en Cerro de la Tuza y Parque Nacional Chacahua, en la costa de Oaxaca, se registran 23 especies (Buenrostro-Silva, Gutiérrez, & García-Grajales, 2012). Habría que aclarar que estos trabajos se realizaron en sitios que además de bosque tropical caducifolio, tienen otros tipos de vegetación, que pueden proveer distintos nichos ecológicos y pueden ser ocupados por más especies.

En este estudio, se reporta por primera vez a *Dasyprocta mexicana* en una selva baja caducifolia, a 400msnm, dicha especie sólo había sido reportada en selva alta y mediana perennifolia y subperennifolia; el registro más cercano para esta especie se encuentra en una selva alta perennifolia en Los Chimalapas, Oax., México, a 72km al noreste del sitio de estudio (Lira-Torres, & Briones-Salas, 2012).

El modelo de acumulación de especies de Clench sugiere que aún existen cinco especies por registrar por medio del fototrampeo y una especie por medio de la búsqueda de rastros. En un estudio anterior realizado en el sitio (Cortés-Marcial, 2009), se reportaron por medio de rastros y observación directa tres especies más, *Puma yagouaroundi*, *Ateles geoffroyi* y *Mustela frenata*. Además es posible que en la zona se distribuya, *Didelphis marsupialis* y *Potos flavus*, las cuales fueron reportadas, en una selva baja caducifolia de la región de Mena Nizanda, localizada aproximadamente a 11 kilómetros del sitio de estudio (Santos-Moreno, & Ruiz-Velásquez, 2011).

Destaca la presencia de *P. concolor* y *P. onca* que requiere de grandes extensiones de hábitat y suficiente alimento disponible para su sobrevivencia. Por otra parte, también sobresale la presencia del zorrillo pigmeo *S. pygmaea*, especie endémica de México (Ávila, & Medellín, 2005).

Los valores de diversidad registrados para la zona son más bajos que los reportados por Cortés-Marcial (2009) ($H' = 2.3$) en una porción del sitio de estudio, esto es debido a que en el estudio previo, las abundancias fueron similares para la mayoría de las especies, mientras que en este estudio se registraron dos especies

P. tajacu y *N. narica* como muy abundantes, mientras que el resto presentaron abundancias muy bajas, esto pudo comprobarse con los índices de equidad y dominancia.

En contraste, la diversidad resultó mayor que en una selva subcaducifolia en Tuxtepec, Oaxaca ($H' = 0.89$) (Pérez-Irineo, & Santos-Moreno, 2012), debido a que la zona está siendo transformada a cultivos de caña de azúcar y áreas de potrero.

Las especies más abundantes durante el estudio fueron *P. tajacu* y *N. narica*, posiblemente como resultado del comportamiento de ambas especies, ya que las hembras adultas y los individuos jóvenes forman grupos sociales (Cooper, Waser, Gopurenko, Hellgren, Gabor, & Dewoody, 2010; Logan, & Longino, 2013). Los resultados de abundancia relativa coinciden con lo reportado por Monroy-Vilchis et al. (2011) y Pérez-Irineo, & Santos Moreno (2012), donde el coatí es una especie muy abundante. Por otro lado, la abundancia alta de *C. latrans* y *D. virginiana* está relacionada posiblemente con sus hábitos alimenticios, ya que estos consumen varios grupos de alimento (omnívoras), las cuales pueden obtener alimento fácilmente (Mesa-Zavala, 2012; Pina, Gómez, & González, 2004).

El hecho de haber registrado una baja abundancia de *T. mexicana* está relacionado con el diseño experimental utilizado, ya que está sesgado al registro de individuos de hábitos terrestres, por lo que especies con hábitos arborícolas, difícilmente se pueden detectar (Aranda, 2012).

Otra especie poco abundante fue *P. concolor*, que es una especie territorial y requiere de grandes extensiones de terreno para poder desarrollar sus actividades (Lira-Torres, & Naranjo, 2003; Bustamante, 2008). Sin embargo, Monroy-Vilchis et al. (2011) con el mismo método, registraron mayor abundancia relativa de ésta especie en el Estado de México, probablemente porque muestrearon diversos tipos de vegetación, en los cuales puede habitar la especie.

A diferencia de otros métodos, con las cámaras-trampa también se puede obtener

información ecológica de las especies, como patrones de actividad, preferencia de hábitat y estado reproductivo de las mismas (Monroy-Vilchis et al., 2011; Lira-Torres, & Briones-Salas, 2012). VanSchaik, & Griffiths (1996) reportaron una relación entre el tamaño corporal y los patrones de actividad, donde los pequeños mamíferos tienden a ser nocturnos como una estrategia de lucha contra la depredación, esto corresponde con lo obtenido en este estudio en donde, *D. virginiana* y *D. novemcinctus* registraron dicho patrón. Mientras que especies de mayor tamaño registraron un patrón catemeral y diurno.

Los patrones de actividad de *P. tajacu* corresponden con lo reportado por Monroy-Vilchis et al. (2011), mencionan que la especie está activa principalmente durante el día; sin embargo, también presentó actividad durante la noche. Además se pudo observar la presencia de crías en los meses de marzo, mayo, agosto y octubre, esto corresponde con lo mencionado por Mayor-Aparicio (2004) quien señala que la especie tiene de 2 a 3 partos por año debido a la rápida gestación que presenta. El tejón *N. narica*, presentó actividad principalmente en el día, estos resultados difieren con lo reportado por Monroy Vilchis et al. (2011). Estos autores mencionan que la especie se mantiene activa las 24 horas del día, con un aumento de actividad entre las 18:00 y las 20:00 horas, esto posiblemente está relacionado a que la especie se alimenta durante el día.

La actividad de *L. pardalis* sin un horario definido, tampoco corresponde con lo reportado por otros autores (Ayala, Viscarra, & Wallace, 2010; Díaz-Pulido, & Payán-Garrido, 2011), ya que esta especie se ha reportado con actividad exclusivamente nocturna. Por el contrario, la actividad catemeral registrada de *C. latrans*, coincide con lo observado en un bosque mesófilo de montaña del estado de Jalisco, México (González-Pérez, Sánchez-Bernal, Íñiguez, & Santana, 1992). Los patrones de actividad de las dos especies anteriores, apoya lo sugerido por Van Schaik & Griffiths (1996), quienes mencionan que los animales más grandes

forrajean tanto de día como de noche debido a sus requerimientos alimenticios.

A través del fototrampeo, se pudieron obtener 22 registros independientes de *D. nove-mcinctus*, principalmente durante la noche, los resultados coinciden con lo mencionado por Mac Bee & Baker (1982), quienes mencionan que esta especie es exclusivamente nocturna. En estudios anteriores no se había determinado el patrón de actividad del armadillo por medio de fototrampeo, debido a que dicha técnica no es la adecuada para analizar su abundancia y patrones de actividad (Weckel, Giuliano, & Silver, 2006; Harmsen, Foster, Silver, Ostro, & Doncaster, 2010; Monroy-Vilchis et al., 2011). Sin embargo, es posible utilizar cámaras trampa para la evaluación de su abundancia, pero es necesario tomar en cuenta el ámbito hogareño de la especie, para tener un diseño de muestreo adecuado.

Los patrones de actividad de *D. virginiana* han sido reportados como nocturnos (MacManus, 1974; Emmons, & Feer, 1990), además al ser una especie de menor tamaño tienen mayor riesgo de ser depredada por lo cual, utiliza la oscuridad para no ser detectada fácilmente (Van Schaik, & Griffiths, 1996).

La presencia de carnívoros como *P. concolor*, *P. onca* y *L. pardalis*, sugiere que la selva comprendida dentro del área de estudio se encuentra en buen estado de conservación, ya que al ser estos, animales depredadores de gran tamaño, necesitan amplios requerimientos de hábitat para poder desarrollarse (Holden, & Neang, 2009; Cueva, Morales, Brown, & Peck, 2010). En agosto 2013 se registró la presencia de un individuo joven de *P. onca* por medio de cámaras trampa, dicha especie no había sido reportada anteriormente (Cortés-Marcial, 2009), por lo que el sitio al parecer puede ofrecer las condiciones necesarias para mantener a este depredador (Rumiz et al., 2002).

El bosque tropical caducifolio o selva seca, es un sitio con un alto grado de endemismos y riqueza de especies en México (Ceballos, & Valenzuela, 2010; Lott, & Atkinson, 2010); sin embargo, sus componentes florísticos y faunísticos como es el caso de los mamíferos

medianos y grandes están en riesgo, debido principalmente a la deforestación para el establecimiento de potreros y áreas de cultivo. Como una estrategia viable en la conservación de estos sitios y de sus componentes, las comunidades indígenas de Oaxaca han establecido “áreas comunales protegidas” como la que se asienta en el área de estudio (Ojo de Agua Tolistoque y Sierra Tolistoque), que han contribuido de manera significativa a la conservación de los mamíferos que ahí habitan. Los datos aquí presentados, servirán para que estas iniciativas tengan mayor sustento y puedan apoyar programas estatales y federales.

AGRADECIMIENTOS

A las autoridades de las localidades de La Venta y La Ventosa de Juchitán, Oaxaca por los permisos otorgados para el trabajo de campo. Al Instituto Politécnico Nacional por financiar parcialmente el proyecto a través de los proyectos SIP: 20070443, 20110547, 20121142. Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por la beca (229473) otorgada al primer autor. M. B-S agradece a la Secretaría de Investigación y Posgrado, al Sistema de Becas de exclusividad (COFAA) y al de Estímulos al Desempeño a la Investigación (EDI) del Instituto Politécnico Nacional por el apoyo económico. De igual forma al Sistema Nacional de Investigadores por el reconocimiento.

RESUMEN

Para asegurar la conservación y buen manejo de mamíferos medianos y grandes, es necesario generar información sobre la estructura de la comunidad y de sus poblaciones. El objetivo del presente estudio fue estimar la diversidad, abundancia relativa y patrones de actividad de mamíferos medianos y grandes en una selva baja caducifolia en el Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México. El muestreo se llevó a cabo a intervalos de tres meses de septiembre 2011 a mayo 2013. Se utilizaron dos métodos complementarios: se colocaron 12 cámaras trampa cubriendo un área de 60km² y se realizó la búsqueda de rastros en transectos lineales de tres kilómetros de longitud. Se obtuvieron un total de 344 fotografías con un esfuerzo de muestreo de 5 292 días-trampa; además, 187 rastros en un total de 144km recorridos. En total se registraron 21



especies de mamíferos, de 13 familias y siete órdenes. El índice de diversidad de Shannon-Wiener fue más alto con el método de rastros ($H' = 2.41$). Las especies más abundantes por medio de rastros fueron: *Urocyon cinereoargenteus* (IAR=0.23) y *Pecari tajacu* (IAR=0.20). Por medio del fototrampéo las especies más abundantes fueron: *P. tajacu* (IAR=2.62) y *Nasua narica* (IAR=1.28). Los patrones de actividad de *P. tajacu*, *N. narica* y *Odocoileus virginianus* fueron diurnos; *Canis latrans* y *Leopardus pardalis* no presentaron preferencia hacia algún horario en particular y *Didelphis virginiana* y *Dasyurus novemcinctus* tuvieron actividad nocturna. Esta información puede ser de ayuda para la creación de programas de manejo y conservación de mamíferos medianos y grandes en el Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México.

Palabras clave: cámaras trampa, rastros, mamíferos, diversidad, patrones de actividad.

REFERENCIAS

- Ahumada, J., Silva, C. E., Gajapersad, K., Hallam, C., Hurtado, J., Martin, E., McWilliam, A., Mugerwa, B., O'Brien, T., Rovero, F., Sheil, D., Spironello, W. R., Winarni, N., & Andelman, S. J. (2011). Community structure and diversity of tropical forest mammals: data from a global camera trap network. *Philosophical Transactions Royal Society B*, 366, 2703-2711.
- Aranda, M. (2012). *Manual para el rastreo de mamíferos silvestres de México*. México: Comisión Nacional para el Conocimientos y Uso de la Biodiversidad.
- Arispe, R., Venegas, C., & Rumiz, D. (2008). Abundancia y patrones de actividad del mapache (*Procyon cancrivorus*) en un bosque Chiquitano de Bolivia. *Mastozoología Neotropical*, 15(2), 323-333.
- Arriaga, L., Espinoza, J. M., Aguilar, C., Martínez, E., Gómez, L., & Loa, E. (2000). *Regiones terrestres prioritarias de México*. México: Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad.
- Ávila, R. & Medellín, R. (2005). Zorrillo pigmeo. In G. Ceballos & G. Oliva (Coord.), *Los mamíferos silvestres de México* (pp. 394-395). México: CONABIO-Fondo de Cultura Económica.
- Ayala, G., Viscarra, M. E., & Wallace, R. (2010). Density and activity patterns of ocelots (*Leopardus pardalis*) in Río Hondo, Madidi National Park and Integrated Management Natural Area, La Paz, Bolivia. *Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental*, 28, 119-129.
- Barragán, F., Lorenzo, C., Morón, A., Briones-Salas, M. A., & López, S. (2010). Bat and rodent diversity in a fragmented landscape on the Isthmus of Tehuantepec, Oaxaca, México. *Tropical Conservation Science*, 3, 1-16.
- Bernard, H., Ahmad, A. H., Brodie, J., Giordano, A. J., Lakim, M., Amat, R., Pei Hue, S. K., Khee, L. S., Tuuga, A., Malim, P. T., Lim-Hasegawa, D., Wai, Y. S., & Sinun, W. (2013). Camera-Trapping survey of mammals in and around Imbak Canyon Conservation Area in Sabah Malaysian Borneo. *The Raffles Bulletin of Zoology*, 61(2), 861-870.
- Bolaños, C. & Naranjo, J. E. (2001). Abundancia, densidad y distribución de las poblaciones de ungulados en la cuenca del río Lacatún, Chiapas, México. *Revista Mexicana de Mastozoología*, 5, 45-57.
- Briones-Salas, M. A. & Sánchez-Cordero, V. (2004). Mamíferos. In A. J. García Mendoza, M. J. Ordóñez & M. A. Briones-Salas (Eds.), *Biodiversidad de Oaxaca* (pp. 423-47). México: Instituto de Biología, UNAM-Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza-World Wildlife Found.
- Buenrostro-Silva, A., Gutiérrez, A., & García-Grajales, J. (2012). Mamíferos del Parque Nacional Lagunas de Chacahua y La Tuza de Monroy, Oaxaca, México. *Acta Zoológica Mexicana (nueva serie)*, 28(1), 56-72.
- Bustamante A. (2008). *Densidad y uso de hábitat por los felinos en la parte sureste del área de amortiguamiento del Parque Nacional Corcovado, Península de Osa, Costa Rica*. (Tesis de Maestría). Instituto Internacional en Conservación y Manejo de Vida Silvestre, Universidad Nacional, Costa Rica.
- Carrillo, E., Wong, G., & Cuarón, A. D. (2000). Monitoring mammal populations in Costa Rican protected areas under different hunting restrictions. *Conservation Biology*, 14(6), 1580-1591.
- Ceballos, G. & García, A. (1995). Conserving neotropical biodiversity: the role of dry forest in western Mexico. *Conservation Biology*, 9, 1349-1353.
- Ceballos, G. & Oliva, G. (2005). *Los mamíferos silvestres de México*. México: CONABIO-Fondo de Cultura Económica.
- Ceballos, G. & Martínez, L. (2010). Mamíferos. In G. Ceballos, L. Martínez, A. García, E. Espinoza, J. Bezaury, & R. Dirzo (Eds.), *Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del Pacífico de México* (pp. 119-144). México: Fondo de Cultura Económica, CONABIO.
- Ceballos, G. & Valenzuela, D. (2010). Diversidad, ecología y conservación de los vertebrados de Latinoamérica. In G. Ceballos, L. Martínez, A. García, E. Espinoza, J. Bezaury J., & R. Dirzo (Eds.), *Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del Pacífico de México* (pp. 94-118). México: Fondo de Cultura Económica, CONABIO.
- Cervantes, F. & Yépez, L. (1995). Species richness of mammals from the vicinity of Salina Cruz, Coastal Oaxaca, Mexico. *Anales del Instituto de Biología. Serie Zoología*, 66(1), 113-122.

- Cooper, J. D., Waser, P. M., Gopurenko, D., Hellgren, E. C., Gabor, T. M., & Dewoody, J. A. (2010). Measuring sex-biased dispersal in social mammals: comparisons of nuclear and mitochondrial genes in collared peccaries. *Journal of Mammalogy*, *91*, 1413-1424.
- Cortés-Marcial, M. (2009). *Diversidad de mamíferos medianos y grandes en dos sitios con diferente grado de conservación en La Venta, Juchitán, Oaxaca*. (Tesis de Maestría). CIIDIR-OAX. Instituto Politécnico Nacional, Oaxaca, México.
- Cueva, X. A., Morales, N., Brown, M., & Peck, M. (2010). Macro y mesomamíferos de la Reserva Comunitaria Santa Lucía, Pichincha, Ecuador. *Boletín Técnico* *9*, Serie Zoológica, *6*, 98-110.
- Díaz-Pulido, A. & Payán-Garrido, E. (2011). Densidad de ocelotes (*Leopardus pardalis*) en los llanos Colombianos. *Mastozoología Neotropical*, *18*(1), 63-71.
- Dirzo, R. & Miranda, A. (1991). Altered patterns of herbivory and diversity in the forest: A case study of the possible contemporary defaunation. In P. W. Price, T. M. Lewinsohn, G. W. Fernandes, & W. W. Benson (Eds.), *Evolutionary ecology in tropical and temperate regions* (pp. 273-291). New York, USA: John Wiley & Sons Inc.
- Doan, T. M. (2003). Which methods are most effective for surveying rainforest herpetofauna? *Journal of Herpetology*, *37*, 72-81.
- Emmons, L. H. & Feer, F. (1990). *Neotropical rainforest mammals: a field guide*. Chicago, Illinois: The University of Chicago Press.
- Espartosa, K., Pinpti, B. & Pardini, R. (2011). Performance of camera trapping and track counts for surveying large mammals in rainforest remnants. *Biodiversity Conservation*, *20*, 2815-2829.
- Gaidet-Drapier, N., Frtz, H., Bogarel, M., Renaud, P. C., Poilecot, P., & Chardonnet, P. (2006). Cost and efficiency of large mammal census techniques: comparison of methods for a participatory approach in a communal area, Zimbabwe. *Biology Conservation*, *15*, 735-754.
- García, E. (1988). *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen*. México: Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México.
- García-Marmolejo, G., Escalona-Segura, G., & Van derWal, H. (2008). Multicriteria evaluation of Wildlife management Units in Campeche, Mexico. *Journal of wildlife Management*, *72*(5), 1194-1202.
- González, G., Briones-Salas, M. A., & Alfaro, A. M. (2004). Integración del conocimiento faunístico del estado. In A. J. García Mendoza, M. J. Ordóñez, & M. A. Briones-Salas (Eds.), *Biodiversidad de Oaxaca* (pp. 349-366). México: Instituto de Biología, UNAM-Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza-World Wildlife Found.
- González-Pérez, E., Sánchez-Bernal, V. M., Íñiguez, I., & Santana, E. (1992). Patrones de actividad del coyote (*Canis latrans*), la zorra gris (*Urocyon cinereoargenteus*) y el tlacuache (*Didelphis virginiana*) en la Sierra de Manantlán, Jalisco. *Anales del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Serie Zoológica*, *63*, 293-299.
- Goodwin, G. (1969). Mammals from the State of Oaxaca, Mexico in the American Museum of Natural History. *Bulletin of the American Museum of Natural History*, *141*, 1-269.
- Guzmán-Lenis, A. & Camargo-Sanabria, A. (2004). Importancia de los rastros para la caracterización del uso de hábitat de mamíferos medianos y grandes en el bosque Los Mangos (Puerto López, Meta, Colombia). *Acta Biológica Colombiana*, *9*(1), 11-22.
- Hall, E.R. (1981). *The Mammals of North America*. New York: The Ronald Press Co.
- Harmsen, B. J., Foster, R. J., Silver, S., Ostro, L., & Doncaster, C. P. (2010). Differential use of trails by forest mammals and the implications for camera-trap studies: a case study from Belize. *Biotropica*, *42*, 126-133.
- Hernández, I. U., Ellis, E. A., & Gallo, C. A. (2013). Aplicación de teledetección y sistemas de información geográfica para el análisis de deforestación y deterioro de selvas tropicales en la región Uxpanapa, Veracruz. *Geo Focus (Informes y Aplicaciones)*, *13*, 1-24.
- Holden, J. & Neang, T. (2009). Small carnivore records from the Cardamom Mountains, southwestern Cambodia. *Small Carnivore Conservation*, *40*, 16-21.
- IUCN (International Union for Conservation of Nature). (2011). Red list of threatened species. www.iucnredlist.org (consultado en octubre 2013).
- Lira, I. & Naranjo, E. (2003). Abundancia, preferencia de hábitat e impacto del ecoturismo sobre el puma y dos de sus presas en la Reserva de la Biosfera El Triunfo, Chiapas, México. *Revista mexicana de Mastozoología*, *7*, 20-39.
- Lira-Torres, I. & Briones-Salas, M. A. (2012). Abundancia relativa y patrones de actividad de los mamíferos de los Chimalapas, Oaxaca, México. *Acta Zoológica Mexicana (ns)*, *28*(3), 566-585.
- Logan, C. J. & Longino, J. T. (2013). Adult male coatis play with a band of juveniles. *Brazilian Journal of Biology*, *73*, 353-355.
- Lott, E. & Atkinson, T. H. (2010). Diversidad florística. In G. Ceballos, L. Martínez, A. García, E. Espinoza, J. Bezaury, & R. Dirzo (Eds.), *Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del Pacífico de México* (pp. 63-76). México: Fondo de Cultura Económica, CONABIO.
- Luis, A. M., Llorente, J. B., Warren, A. D., & Vargas, I. F. (2004). Los lepidópteros: papilionoideos y



- hesperioideos. In A. J. García Mendoza, M. J. Ordóñez, & M. A. Briones-Salas (Eds.), *Biodiversidad de Oaxaca* (pp. 331-356). México: Instituto de Biología, UNAM-Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza-World Wildlife Found.
- Lyra-Jorge, M. C., Ciochetti, G., Pivello, V. R., & Meirelles, S. T. (2008). Comparing methods for sampling large-and medium-sized mammals: camera traps and track plots. *European Journal of Wildlife Research*, 54(4), 739-744.
- Mac Bee, K. & Baker, R. (1982). *Dasyopus novemcinctus*. *Mammalian Species*, 162, 1-9.
- Maffei, L., Cuellar, E., & Noss, J. (2002). Uso de trampas-cámara para la evaluación de mamíferos en el ecotono Chaco-Chiquitania. *Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental*, 11, 55-65.
- Maffei, L., Noss, A. J., & Fiorello, C. (2007). The jaguarundi (*Puma yagouaroundi*) in the kaa-iyá del gran Chaco National Park, Santa Cruz, Bolivia. *Mastozoología Neotropical*, 14(2), 263-266.
- Magurran, A. E. (1988). *Ecological diversity and its measurement*. New Jersey: Princeton University Press.
- Marnewick, K., Funston, P. J., & Karanth, K. U. (2008). Evaluating camera trapping as a method for estimating cheetah abundance in ranching areas. *South African Journal of Wildlife Research*, 38(1), 59-65.
- Martin, G., Camacho, C. I., Del Campo, C. A., Anta, S., Chapela, F., & González, M. A. (2011). Indigenous and community conserved areas in Oaxaca, Mexico. *Management of Environmental Quality*, 22(2), 250-266.
- Mayor-Aparicio, P. G. (2004). *Fisiología reproductiva y desarrollo de métodos diagnósticos del estado reproductivo de la hembra pecari de collar (Tayassu tajacu, Linnaeus 1758) de la Amazonia*. (Tesis doctoral). Universidad Autónoma de Barcelona, España.
- McManus, J. (1974). *Didelphis virginiana*. *Mammalian Species*, 40, 1-6.
- Medellín, R., Azuara, D., Maffei, L., Zarza, H., Bárcenas, H., Cruz, E., Legaria, R., Lira, I., Ramos-Fernández, G., & Ávila, S. (2006). Censos y Monitoreo. In C. Chávez & G. Ceballos (Eds.), *El Jaguar Mexicano en el Siglo XXI: Situación Actual y Manejo* (pp. 25-35). México: CONABIO-ALIANZA WWF TELCEL-Universidad Nacional Autónoma de México.
- Mesa-Zavala, E., Álvarez-Cárdenas, S., Galina-Tessaro, P., Troyo-Diéguez, E., & Guerrero-Cárdenas, I. (2012). Vertebrados terrestres registrados mediante fototrampeo en arroyos estacionales y cañadas con agua superficial en un hábitat semiárido de Baja California Sur, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 83(1), 235-245.
- Michalski, F. & Peres, C. A. (2007). Disturbance-Mediated mammal abundance-area relationships in Amazonian forest fragments. *Conservation Biology*, 21, 1626-1640.
- Monroy-Vilchis, O., Zarco-González, M. M., Rodríguez-Soto, C., Soria-Díaz, L., & Urios V. (2011). Fototrampeo de mamíferos, en la Sierra Nanchititla, México: abundancia relativa y patrón de actividad. *Revista de Biología Tropical*, 59 (1), 373-383.
- Moreno, C. E. & Halffter, G. (2000). Assessing the completeness of bat biodiversity inventories using species accumulation curves. *Journal Applied Ecology*, 37, 149-158.
- Moreno, C. (2001). Métodos para medir la biodiversidad, vol. 1. M & T-*Manuales y Tesis SEA*, Zaragoza.
- Munari, D., Keller, C., & Venticinque, E. (2011). An evaluation of field techniques for monitoring terrestrial mammal populations in Amazonia. *Mammal Biology*, 76, 401-408.
- Nakashima, Y., Inoue, E., Inoue-Murayama, M., & Sukor, J. R. A. (2010). Functional uniqueness of a small carnivore as seed dispersal agents: A case study of the common palm civets in the Tabin Wildlife Reserve, Sabah, Malaysia. *Oecologia*, 164, 721-730.
- Naranjo, E., & Cuarón, A. (2010). Uso de la fauna silvestre. In G. Ceballos, L. Martínez, A. García, E. Espinoza, J. Bezaury, & R. Dirzo (Eds.), *Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del Pacífico de México* (pp. 271-283). México: Fondo de Cultura Económica, CONABIO.
- Navarro, S. A., García-Trejo, E. A., Peterson, A. T., & Rodríguez-Contreras, V. (2004). Aves. In A. J. García Mendoza, M. J. Ordóñez, & M. A. Briones-Salas (Eds.), *Biodiversidad de Oaxaca* (pp. 391-421). México: Instituto de Biología, UNAM-Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza-World Wildlife Found.
- O'Brien, T. G., Kinnaird, M. F., & Wibisono, H. T. (2003). Crouching tigers, hidden prey: Sumatran tiger and prey populations in a tropical forest landscape. *Animal Conservation*, 6, 131-139.
- Odell, E. A. & Knight, R. L. (2001). Songbird and medium-sized mammal communities associated with exurban development in Pitkin County, Colorado. *Conservation Biology*, 5(4), 143-1150.
- Olguin Monroy, H., León, L., Samper-Palacios, U. M., & Sánchez-Cordero, V. (2008). Mastofauna de la región de los Chimalapas, Oaxaca, México. In C. Lorenzo, E. Espinoza, & J. Ortega (Eds.), *Avances en el estudio de los mamíferos II. Publicaciones Especiales Vol. II* (pp. 165-216). México: Asociación Mexicana de Mastozoología, A.C.
- Olson, D., Dinerstein, E., Abell, R., Allnett, T., Carpenter, C., McClenachan, L., D'Amico, J., Hurley, P., Kassem, K., Strand, H., Taye, M., & Thieme, M. (2000). *The Global 200: A representation approach*

- to conserving the earth's distinctive ecoregions. World Wildlife Funds.
- Orr, M. & Smith, T. B. (1998). Ecology and speciation. *Tree*, 13(12), 502-506.
- Ortega, D., Sánchez, G., Solano, C., Huerta, M. A., Meza, V., Romero, J., Cruz, L., Palacios, T., Montes, E., & Galindo-Leal, C. (2010). *Áreas de Conservación Certificadas en el Estado de Oaxaca*. México: WWF-CONANP Oaxaca, México.
- Ortíz-Martínez, T. & Rico-Gray, V. (2007). Spider monkeys (*Ateles geoffroyi vellerosus*) in a tropical deciduous forest in Tehuantepec, Oaxaca, México. *The Southwestern Naturalist*, 52, 393-399.
- Ortíz-Pérez, M., Hernández, J. R., & Figueroa, J. M. (2004). Reconocimiento fisiográfico y geomorfológico. In A. J. García Mendoza, M. J. Ordóñez, & M. A. Briones-Salas (Eds.), *Biodiversidad de Oaxaca* (pp. 43-54). México: Instituto de Biología, UNAM-Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza-World Wildlife Found.
- Pérez-García, E. A., Meave, J., & Gallardo, C. (2001). Vegetación y flora de la región de Nizanda, Istmo de Tehuantepec, Oaxaca. *Acta Botánica Mexicana*, 56, 19-88.
- Pérez-García, E., Meave, J., & Salas, S. (2010). Nizanda, Oaxaca. In G. Ceballos, L. Martínez, A. García, E. Espinoza, J. Bezaury, & R. Dirzo (Eds.), *Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del Pacífico de México* (pp. 538-542). México: Fondo de Cultura Económica, CONABIO.
- Pérez-Irineo, G. & Santos-Moreno, A. (2012). Diversidad de mamíferos de talla grande y media de una selva subcaducifolia del noreste de Oaxaca, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 83, 164-169.
- Peterson, A. T., Soberón, J., & Sánchez-Cordero, V. (1999). Conservatism of ecological niches in evolutionary time. *Science*, 285, 1265-1267.
- Pina, G. P. L., Gómez, R. A. C., & González, C. A. L. (2004). Distribution, habitat association and activity patterns of medium and large sized mammals of Sonora, Mexico. *Natural Areas Journal*, 24, 354-357.
- Ramamoorthy, T. P., Bye, R., Lot, A., & Fa, J. (1998). *Diversidad biológica de México: Orígenes y distribución*. México: Instituto de Biología-Universidad Nacional Autónoma de México.
- Reid, A. F. (1997). *A Field guide to the mammals of Central and Southeast Mexico*. New York: Oxford University Press.
- Robinson, J. G., & Bennett, E. L. (2000). *Hunting for Sustainability in Tropical Forests*. New York: Columbia University Press.
- Rumiz, D., Fuentes, A., Rivero, K., Santibáñez, J., Cuellar, E., Miscrendino, R., Fernández, I., Maffei, L., & Taber, A. (2002). La biodiversidad de la Estancia San Miguelito, Santa Cruz-Bolivia: Una justificación para establecer reservas privadas de conservación. Instituto de Ecología, La Paz, Bolivia. *Documentos Ecología en Bolivia, Serie Biodiversidad*, 1, 1-67.
- Ryan, T. J., Philippi, T., Leiden, Y. A., Dorcas, M. E., Wigley, T. B., & Gobbons, J. W. (2002). Monitoring herpetofauna in a managed forest landscape: effects of habitat types and census techniques. *Forest Ecology and Management*, 167, 83-90.
- Rzedowski, J. (1978). *Vegetación de México*. México: Limusa. México.
- Santos-Moreno, A. & Ruíz-Velásquez, E. (2011). Diversidad de mamíferos de la región de Nizanda, Juchitán, Oaxaca, México. *Therya*, 2(2), 155-168.
- Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales (SEMARNAT). (2010). Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-2010. Protección ambiental, especies de flora y fauna silvestres de México, categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio, y lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la Federación, Jueves 30 de diciembre de 2010, 1, 1-77.
- Shek, C. T., Chan, C. S. M., & Wan, Y. F. (2007). Camera trap survey of Hong Kong terrestrial mammals in 2002-06. *Biodiversity*, 15, 1-11.
- Simonetti, J. A. & Huareco, I. (1999). Uso de huellas para determinar diversidad de mamíferos en la Reserva de la Biosfera Estación Biológica Beni, Bolivia. *Mastozoología Neotropical*, 6, 139-144.
- Swan, M., Di Stefano, J., Chistie, F., Steel, E., & York, A. (2014). Detecting mammals in heterogeneous landscapes: implications for biodiversity monitoring and management. *Biodiversity and Conservation*, 23, 343-355.
- Tobler, M. W., Carrillo-Percegué, S. E., & Powell, G. (2009). Habitat use, activity patterns and use of mineral licks by five species of ungulate in South-Eastern Peru. *Journal of Tropical Ecology*, 25, 261-270.
- Van Schaik, C. P. & Griffiths, M. (1996). Activity periods of Indonesian rain forest mammals. *Biotropica*, 28, 105-112.
- Varma, S., Pittet, A., & Jamadagni, H. S. (2006). Experimenting usage of camera-traps for population dynamics study of the Asian elephant *Elephas maximus* in southern India. *Current Science*, 91(3), 324-331.
- Weckel, M., Giuliano, W., & Silver, S. (2006). Jaguar (*Panthera onca*) feeding ecology: distribution of predator and prey through time and space. *Journal of Zoology*, 270, 25-30.
- Whittaker, R. H. (1972). Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21(2/3), 213-251.
- Wilson, G. J. & Delahay, R. J. (2001). A review of methods to estimate the abundance of terrestrial carnivores



- using field signs and observation. *Wildlife Research*, 28, 151-164.
- Yasuda, M. (2004). Monitoring diversity and abundance of mammals with camera traps: a case study on Mount Tsukuba, central Japan. *Mammal Study*, 29, 37-46.
- Zar, J. (1999). *Biostatistical analysis* (Fourth Edition). USA: Prentice Hall.
- Zielinski, W. J. & Kucera T. E. (1995). *Survey methods for the detection of wolverines, Lynx, fishers and martens* (Report PSW-157). USDA Forest Service General Technical.

CAPÍTULO 2

Evaluación del impacto de caza en mamíferos medianos y grandes en el Istmo de Tehuantepec, Oaxaca

RESUMEN

La extracción de animales silvestres como sustento, ha sido comúnmente utilizada en la vida de muchas comunidades humanas, principalmente en el Istmo de Tehuantepec, México. En el presente trabajo se presenta el impacto de la cacería sobre los vertebrados que habitan en un área protegida y una no protegida en Juchitán, Oaxaca, México. La información de la presencia de mamíferos medianos y grandes se obtuvo de septiembre de 2010 a agosto de 2013, en dos localidades del Istmo de Tehuantepec. Adicionalmente, se aplicaron entrevistas estructuradas para conocer las especies que son cazadas, los métodos utilizados para cazarlos, el uso que les dan, además de analizar la cantidad de animales cosechados por año. Se documentó la presencia de 21 especies de mamíferos medianos y grandes, de las cuales, 10 son sometidas a cacería, adicionalmente se reportó una especie de reptil y dos de aves. Las especies más cazadas fueron la iguana (*Ctenosaura pectinata*), el armadillo (*Dasyus novemcinctus*) y el venado (*Odocoileus virginiana*). La mayoría de las especies son cazadas para autoconsumo; sin embargo, algunas son cazadas por ser consideradas perjudiciales, como el tlacuache (*Didelphis virginiana*) y el mapache (*Procyon lotor*). Los métodos más utilizados para cazar son; arma de fuego (49%) y uso de perros (41%). Al año se extraen un promedio de 190 kg/cazador. La cacería que se practica en ambas localidades es ilegal, por ello, es necesario promover el manejo y aprovechamiento sustentable de las especies.

INTRODUCCIÓN

El Istmo de Tehuantepec, al sur de México, es una de las regiones de mayor importancia para la conservación (Ramamoorthy, 1998), debido a su elevada diversidad de especies (Briones-Salas y Sánchez-Cordero, 2004; Navarro et al., 2004; González et al., 2004). Sin embargo, en esta región, la cacería, degradación y pérdida del hábitat, representan las causas más importantes de la pérdida de biodiversidad (Peres y Palacios, 2007; Wright, 2003; Groom et al., 2006; Mendoza y Dirzo, 2007).

Principalmente, la cacería de fauna silvestre es una actividad tradicional que remueve gran parte de animales de los bosques, lo que genera en primera instancia, problemas serios para la conservación de muchas especies de vertebrados (Bodmer et al., 1997; Bodmer, 1995; Fa et al., 2002). Los mamíferos medianos y grandes suelen ser los

más afectados (Dirzo et al., 2007; Peres y Palacios, 2007), principalmente ungulados, grandes roedores, edentados y primates (Bodmer, 1995; Fa et al., 2002; Peres y Nascimento, 2006).

Esta actividad, puede tener efectos importantes en la composición y estructura de la comunidad de mamíferos (Wright et al., 2000; Peres y Nascimento, 2006; Wright et al., 2000; Corlett, 2007; Bodmer et al., 1997;), así como también en los ensamblajes vegetales que representan la base de la cadena productiva en los ecosistemas terrestres, generando impactos serios en la dinámica de los bosques tropicales (Wright, 2003; Dirzo et al., 2007; Muller-Landau, 2007; Stoner et al., 2007).

A pesar de que los estudios sobre mamíferos en el Istmo de Tehuantepec se han incrementado en los últimos años (Olguin-Monroy et al., 2008; Barragán et al., 2010; Lira-Torres et al., 2012, Cortés-Marcial y Briones Salas, 2014), aún hace falta información sobre el aprovechamiento de los recursos faunísticos de la región. Por ello, el objetivo del presente estudio fue conocer y evaluar los patrones de cacería de mamíferos medianos y grandes que habitan en dos sitios con diferentes actividades humanas en el Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México.

MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se realizará en dos sitios, el primero perteneciente a las áreas destinadas voluntariamente a la conservación de Ojo de agua Tolistoque y Sierra Tolistoque, que se encuentran al Norte de las localidades de La Venta y La Ventosa. El segundo sitio, pertenece a un área no protegida, se localiza al norte de las áreas conservadas ya mencionadas y pertenece a la localidad de Santiago Ixtaltepec. Ambos sitios se encuentran dentro de la subprovincia fisiográfica de la Planicie Costera de Tehuantepec, al noreste de la ciudad de Juchitán, Oaxaca a una altitud entre 100 y 400msnm, dentro de las coordenadas 16°38' a 16°30'N-94°55' a 94°50' W (Ortega et al., 2010; Ortíz-Pérez et al., 2004) (Fig. 2).

El clima en la región es Aw'o(w)ig, cálido subhúmedo con lluvias en verano, se caracteriza por contar con una marcada temporadas de sequía entre los meses de diciembre a mayo y lluvias de junio a noviembre, con una precipitación total anual de 932.2 mm. La

temperatura promedio anual es de 27.6°C y (García, 1988). En cuanto a los tipos de vegetación, la subprovincia refleja una amplia distribución de selva baja caducifolia y subcaducifolia (bosque tropical caducifolio *sensu* Rzedowski, 1978), donde predominan especies de Fabaceae (e.g. *Lonchocarpus emarginatus* y *Myrospermum frutescens*) y Mimosaceae (e.g. *Acacia picachensis* y *Havardia campylacantha*) (García, 1988; Ortega et al., 2010; Pérez-García et al., 2001).

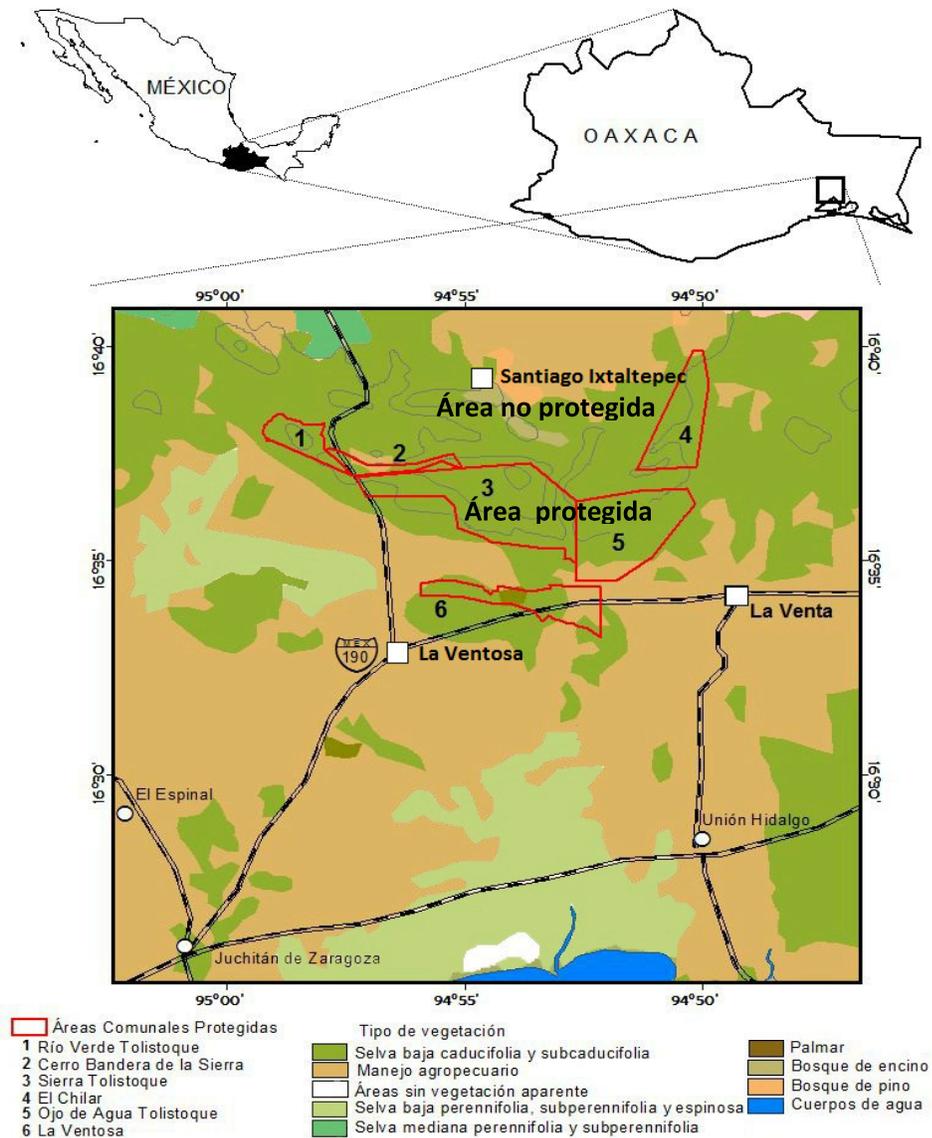


Figura 2. Localización de los sitios de estudio. Sitio 1. Áreas destinadas voluntariamente a la conservación, Ojo de Agua Tolistoque y Sierra Tolistoque. Sitio 2. Santiago Ixtaltepec.

Disponibilidad de presas

El muestreo fotográfico se desarrolló desde septiembre de 2011 a agosto de 2013, con cuatro periodos de muestreo. Se ubicaron 12 estaciones de muestreo en cada área (AP y ANoP), las cuales fueron georreferenciadas con un geoposicionador (Garmin etrex®). Durante cada periodo, se colocaron 12 cámaras trampa marca Cuddeback®, a una altura entre 30 y 50cm del nivel del suelo, en veredas naturales, caminos abandonados, cañadas y arroyos secos; con una separación aproximada de 2km de distancia entre cada una, cubriendo un área de 60Km². El circuito de la cámara-trampa fue programado para permanecer activo durante 24 horas y con un retraso mínimo de 60 segundos entre cada disparo, en cada fotografía se imprimió la fecha y la hora. Todas las estaciones de muestreo fueron revisadas mensualmente. El esfuerzo de muestreo se obtuvo multiplicando el número total de cámaras-trampa por el total de días que permanecieron activas (Medellín et al., 2006). Los registros fotográficos se prepararon en formato de ficha digital y se depositaron en la Colección de Mamíferos (OAX.MA.026.0497) del Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional, Unidad Oaxaca (CIIDIR, OAX), del Instituto Politécnico Nacional (IPN). Los individuos fotografiados fueron identificados siguiendo la literatura especializada (Reid, 1997; Ceballos y Oliva, 2005; Aranda, 2012).

La búsqueda de rastros (heces fecales y huellas), se realizó desde septiembre del 2011 a julio del 2013, con 12 periodos de muestreo. En cada periodo se recorrieron cuatro transectos lineales de 3km de longitud cada uno, distribuidos al azar dentro del área de estudio. Para cada registro se ubicó la localidad con un geoposicionador (Garmin etrex®), fecha, hora, altitud y medidas de los rastros (ancho, largo y diámetro).

Las heces fecales, se recolectaron en bolsas de papel y se secaron a la intemperie. Para asegurar la correcta identificación de la especie, se consultaron guías especializadas (Aranda, 2012), y se buscaron huellas asociadas a ellas. Las huellas fueron recolectadas a través de la elaboración de moldes de yesos de fraguado rápido (Aranda, 2012) y se identificaron a nivel de especie de acuerdo con Hall (1981); Emmons y Feer (1990); Reid (1997); Ceballos y Oliva (2005) y Aranda (2012). Para ambos casos y para asegurar la correcta identificación, se consultó el material de referencia depositado en la Colección de

Mamíferos (OAX.MA.026.0497) del CIIDIR, OAX, del IPN. Una vez identificados los rastros, los moldes de yeso de las huellas fueron depositadas en la colección antes citada. El esfuerzo de muestreo de rastros se obtuvo como el número total de rastros por distancia recorrida. Se consultó la situación de riesgo de los mamíferos registrados de acuerdo a la norma oficial mexicana: NOM-059-ECOL-2010 (SEMARNAT 2010).

La abundancia de las especies se estimó sumando el número de registros para cada especie en ambos métodos. La abundancia relativa de las especies con el método de fototrampeo se determinó, como el número de registros fotográficos independientes por cada 100 días-trampa. Un registro independiente considera: fotografías consecutivas de diferentes individuos, fotografías consecutivas de individuos de la misma especie separadas por más de 24 horas y fotografías no consecutivas de individuos de la misma especie. Para las especies gregarias, el número de registros independientes fue igual al número de individuos observados en una fotografía (O'Brien et al., 2003; Yasuda, 2004; Medellín et al., 2006; Monroy-Vilchis et al., 2011; Lira-Torres y Briones-Salas, 2012). La abundancia relativa para cada especie con el método de rastros se estimó al dividir el número de rastros encontrados (huellas) por especie, por la distancia recorrida (Carrillo et al., 2000).

Cacería

Se aplicaron entrevistas estructuradas a personas que regularmente cazan y que se encontraban en los poblados de La Venta y La Ventosa del área protegida y en Santiago Ixtaltepec, en el área no protegida. Las entrevistas incluyeron preguntas referentes al número de animales que cazan por unidad de tiempo, si hay preferencias por sexos y edades de los animales, los métodos que usan, usos que le dan a los animales cazados, si causan algún daño a la comunidad. Se transformaron los datos de porcentaje de animales cazados (por especie) y se aplicó una prueba de *t* de student para muestras pareadas para saber si había diferencias significativas en cuanto a los animales cazados.

Se estimó la presión de cacería, tomando en cuenta el número de individuos cazados por año entre el tamaño del área de estudio:

$$P_c = \frac{I_t}{A_t}$$

En donde: P_c = presión de cacería, I_t = total de individuos cazados al año y A_t = área total en donde se realizó la cacería.

Se estimó la biomasa extraída por medio del número total de animales cazados anualmente de cada especie por el peso promedio para cada especie. Se utilizó un ANOVA de una vía para conocer si existían diferencias significativas en la biomasa extraída en cada zona de estudio.

Para evaluar si la cacería de subsistencia representa un riesgo para la sustentabilidad del recurso, se compararon las tasas de extracción de las distintas especies con los valores teóricos de producción máxima considerados por Robinson y Redford (1991). El modelo matemático calcula la tasa de extracción sustentable de animales, basada en los conceptos de producción máxima de una población silvestre bajo condiciones ambientales óptimas.

Se utilizó el alpha de Manly para cuantificar la preferencia de presas por los cazadores, los rangos del alfa fueron de 0 a 1, y m es el número de tipos de presas (Krebs 1999), cuando alfa es $>1/m$, esa presa es preferida en la dieta, si alfa es $<1/m$ esa presa es evitada.

RESULTADOS

Riqueza y abundancia.

En total en cada sitio se obtuvo un esfuerzo de muestreo de 5 292 días-trampa con el método de fototrampeo y 144 km recorridos para el método de rastros. En el AP, se registraron un total de 21 especies de mamíferos medianos y grandes (18 especies con fototrampeo y 16 por medio de rastros), que corresponden a 12 familias y siete órdenes. Las especies con mayor abundancia relativa por el método de fototrampeo fueron *Dicotyles angulatus* (IAR=2.63, n = 139), *Nasua narica* (IAR=1.28, n = 68). De acuerdo al método de rastros, las especies más abundantes fueron *Urocyon cinereoargenteus* (IAR=0.23, n = 33) y *Dicotyles angulatus* (IAR=0.20, n = 29) (Cuadro 4).

En el ANoP se registraron un total de 14 especies de mamíferos medianos y grandes (11 por fototrampeo y 10 por medio de rastros), de ocho familias y seis órdenes. Las especies más abundantes por medio de fototrampeo fueron *Nasua narica* (IAR= 0.89, n=47) y *Dasypus novemcinctus* (IAR=0.72, n=38), mientras que, con el método de rastros, las especies más abundantes fueron *Urocyon cinereoargenteus* (IAR= 0.30, n=43) y *Canis latrans* (IAR= 0.10, n=14) (Cuadro 4).

Cuadro 4. Número de registros y abundancia relativa de mamíferos medianos y grandes por medio de fototrampeo y de rastros en un Área Comunal Protegida (ACP) y un Área no Protegida (ANoP) en Juchitán, Oaxaca. N reg=Número de registros independientes obtenidos para cada método, Ab Rel.=Abundancia relativa. NOM-059-SEMARNAT-2010: A=Amenazado, P=En peligro de extinción. UICN: LC=Preocupación menor, NT=Casi amenazado.

ORDEN	ACP				ANoP				NOM-059-SEMARNAT-2010	UICN
	Fototampas		Rastros		Fototampas		Rastros			
Familia	N	Ab.	N	Ab.	N	Ab.	N	Ab.		
Especie	reg	Rel.	reg	Rel.	reg	Rel.	reg	Rel.		
DIDELPHIMORPHI										
A										
Didelphidae										
<i>Philander opossum</i>	0	0	1	0.007						
<i>Didelphis virginiana</i>	28	0.529	19	0.132	24	0.454	9	0.063		
CINGULATA										
Dasypodidae										
<i>Dasypus novemcinctus</i>	27	0.51	18	0.125	38	0.718				LC
PILOSA										
Myrmecophagidae										
<i>Tamandua mexicana</i>	1	0.019	0	0					P	LC
CARNIVORA										
Canidae										
<i>Canis latrans</i>	32	0.605	15	0.104	10	0.189	14	0.097		
<i>Urocyon cinereoargenteus</i>	1	0.019	33	0.229	15	0.283	43	0.299		LC
Felidae										
<i>Panthera onca</i>	1	0.019	0	0					P	NT
<i>Puma concolor</i>	6	0.113	3	0.021						LC
<i>Leopardus pardalis</i>	17	0.321	8	0.056	1	0.019			P	
<i>Leopardus wiedii</i>					2	0.038				
<i>Herpailurus yagouaurundi</i>					1	0.019				
Mephitidae										
<i>Conepatus leuconotus</i>	3	0.057	5	0.035	8	0.151	4	0.028		
<i>Spilogale pygmaea</i>	1	0.019	0	0	7	0.132				
<i>Mephitis macroura</i>	1	0.019	0	0						
Procyonidae										
<i>Nasua narica</i>	68	1.285	5	0.035	47	0.888	2	0.014		LC

<i>Bassariscus astutus</i>	0	0	2	0.014		1	0.007	LC	
<i>Procyon lotor</i>	1	0.019	5	0.035	10	0.189	4	0.028	LC
ARTIODACTYLA									
Tayassuidae									
<i>Dicotyles angulatus</i>	139	2.627	29	0.201					LC
Cervidae									
<i>Odocoileus virginianus</i>	9	0.17	27	0.188					LC
RODENTIA									
Sciuridae									
<i>Sciurus aureogaster</i>	2	0.038	8	0.056					LC
Agoutidae									
<i>Dasyprocta mexicana</i>	1	0.019	0	0					
<i>Cuniculus paca</i>							1	0.007	
Eretizontidae									
<i>Coendou mexicanus</i>	0	0	2	0.014					A
LAGOMORPHA									
Leporidae									
<i>Sylvilagus floridanus</i>	6	0.113	7	0.049			1	0.007	
Tot. Registros	344		187		163		79		
Tot. especies	18		16		11		9		

Cacería

Se realizaron un total de 42 entrevistas en el AP registrando 12 especies que son cazadas, ocho de mamíferos medianos y grandes, tres especies de aves y una de reptil. En el ANoP se realizaron un total de 36 entrevistas, registrando 15 especies que son cazadas, 10 de mamíferos, cuatro especies de aves y una de reptil.

Al año, se extraen un total de 10, 128 individuos en el AP, mientras que en el área no protegida 1,197 individuos, las especies con mayor demanda en ambas zonas son la iguana (*Ctenosaura pectinata*), el conejo (*Sylvilagus* sp.) y el armadillo (*Dasyurus novemcinctus*), mientras que, las de menor demanda son el serete (*Dasyprocta mexicana*) el zorrillo (*Conepatus leuconotus*) y la zorra (*Urocyon cinereoargenteus*) (Cuadro 5). Los resultados de la prueba de t-pareada mostraron que no existen diferencias significativas entre la demanda de las especies cazadas en el área protegida y la no protegida ($T = -0.50$, g.l. = 25, $P = 0.61$).

Cuadro 5. Número de individuos cazados por especie de acuerdo a las entrevistas y el porcentaje que representan en las dos áreas de estudio en Juchitán, Oaxaca.

Nombre común	Especies	AP		ANoP	
		Número de ind.	%	Número de ind.	%
	Mamíferos				
Armadillo	<i>Dasypus novemcinctus</i>	1236	12.20	285	23.81
Tejón	<i>Nasua narica</i>	66	0.65	108	9.02
Mapache	<i>Procyon lotor</i>	60	0.59	45	3.76
Tepezcuintle	<i>Cuniculus paca</i>	0	0.00	9	0.75
Serete	<i>Dasypsecta mexicana</i>	0	0.00	3	0.25
Jabalí	<i>Dicotyles angulatus</i>	63	0.62	117	9.77
Venado cola blanca	<i>Odocoileus virginianus</i>	144	1.42	39	3.26
Tlacuache	<i>Didelphis virginiana</i>	57	0.56	6	0.50
Conejo	<i>Silvilagus</i> sp.	2187	21.59	195	16.29
Zorrillo	<i>Conepatus leuconotus</i>	0	0.00	3	0.25
	<i>Urocyon</i>				
Zorra gris	<i>cinereoargenteus</i>	3	0.03	0	0.00
	Aves	0	0.00	0	0.00
Zanate	<i>Quiscalus mexicanus</i>	0	0.00	18	1.50
Paloma	<i>Columba</i> sp.	1500	14.81	36	3.01
Codorniz	<i>Coturnix</i> sp.	960	9.48	6	0.50
Chachalaca	<i>Ortalis</i> sp.	1479	14.60	45	3.76
	Reptiles	0	0.00	0	0.00
Iguana negra	<i>Ctenosaura pectinata</i>	2373	23.43	282	23.56
Total		10128	100	1197	100

Los cazadores del área protegida emplearon cuatro métodos para cazar: perros (45%), armas de fuego (34%), resortera (14%) y machete (7%). En el Área no Protegida sólo se emplearon dos métodos: perros (58%) y armas de fuego (42%). En ambas zonas no se realiza una selección de sexos y edades de las presas debido a que al utilizar los perros, éstos atrapan al primer animal que ven, sin importar el tamaño o el sexo, lo mismo con el uso de armas, ya que dependen del éxito de caza en un periodo de tiempo, los cazadores tienden a dispararle a cualquier presa, sin importar el tamaño.

Para la zona conservada de las especies cazadas sólo nueve son utilizadas como alimento, en tanto que en el área no protegida sólo se consumen 12, el mapache, el tlacuache y la zorra son cazados por causar daños a los cultivos; mientras que el zorrillo ocasionalmente lo cazan para utilizarlo con fines medicinales. Las especies de uso comercial son cuatro (armadillo, venado, jabalí e iguana); sin embargo, hay que mencionar que son pocos los cazadores que se dedican a cazar con fines comerciales (8%), la carne regularmente es vendida a los habitantes de la misma localidad para consumo humano.

Los resultados indican mayor consumo de animales silvestres en el área protegida, la presión de caza en el AP fue de 168.8 individuos cazados por kilómetro cuadrado durante un año, mientras que en el ANoP fue de 19.95 individuos. En la primera zona se extraen un estimado de 627.45 kg/cazador al año, y en el área no conservada se extraen 228.70 kg/cazador, existiendo un diferencia de 398.75 kg (Cuadro 6). Al aplicar el ANOVA de una vía no se encontraron diferencias significativas al comparar las dos zonas ($F = 3.62$, g.l. = 26, $P = 0.068$).

Del total de especies cazadas, cuatro no fueron tomadas en cuenta en el modelo debido a que son especies con tasas de reproducción altas o su extracción real fue insignificante comparada con la alta abundancia registrada. De las especies consideradas, en ambas zonas, *D. novemcinctus*, *N. narica* y *O. virginianus* la extracción real supera a la tasa de extracción sustentable óptima, y por lo tanto son vulnerables a extinguirse localmente (Cuadro 7).

De acuerdo al alpha de Manly, en el AP, las presas preferidas por la población local fueron *Silvilagus* sp. (0.75) y *D. novemcinctus* (0.17), por otro lado, en el ANoP, cuatro especies fueron preferidas: *Silvilagus* sp. (0.72) y *D. novemcinctus* (0.50), *P. lotor* (0.30) y *N. narica* (0.20).

Cuadro 6. Biomasa extraída de acuerdo al número de individuos que se cazan al año y por cazador en el Área Protegida (AP) y en el Área no Protegida de Juchitán, Oaxaca.

Especies	AP		ANoP	
	Kg totales	Kg/cazador	Kg totales	Kg/cazador
Mamíferos				
<i>Dasypus novemcinctus</i>	4380.38	104.29	1010.04	28.06
<i>Nasua narica</i>	223.08	5.31	365.04	10.14
<i>Procyon lotor</i>	531.00	12.64	398.25	11.06
<i>Cuniculus paca</i>	0.00	0.00	74.04	2.06
<i>Dasyprocta mexicana</i>	0.00	0.00	10.80	0.30
<i>Dicotyles angulatus</i>	1575.00	37.50	2925.00	81.25
<i>Odocoileus virginianus</i>	8640.00	205.71	2340.00	65.00
<i>Didelphis virginiana</i>	131.10	3.12	13.80	0.38
<i>Silvilagus</i> sp.	2241.68	53.37	199.88	5.55
<i>Conepatus leuconotus</i>	0.00	0.00	7.50	0.21
<i>Urocyon cinereoargenteus</i>	16.50	0.39	0.00	0.00
Aves		0.00		0.00
<i>Quiscalus mexicanus</i>	0.00	0.00	3.42	0.10
<i>Columba</i> sp.	390.00	9.29	9.36	0.26
<i>Coturnix</i> sp.	144.00	3.43	0.90	0.03
<i>Ortalis</i> sp.	961.35	22.89	29.25	0.81
Reptiles		0.00		0.00
<i>Ctenosaura pectinata</i>	7119.00	169.50	846.00	23.50
Total	26353.09	627.45	8233.28	228.70

Cuadro 7. Sustentabilidad de la cacería en el Área Protegida y la no protegida, con base en el modelo propuesto por Robinson y Redford (1991).

Especies	Pmax	H ind/km2	E ind/km2	
			ANP	ANoP
<i>Dasypus novemcinctus</i>	13.06	2.61	20.6	4.75
<i>Nasua narica</i>	2.34	0.47	1.1	1.8
<i>Procyon lotor</i>	5.61	1.12	1	0.75
<i>Cuniculus paca</i>	15.74	3.15	0	0.15
<i>Dasyprocta mexicana</i>	23.69	4.74	0	0.05
<i>Dicotyles angulatus</i> <i>tajacu</i>	17.78	3.56	1.05	1.95
<i>Odocoileus virginianus</i>	1.81	0.36	2.4	0.65

DISCUSION

En el Istmo de Tehuantepec los vertebrados terrestres representa una fuente importante de proteína para las comunidades, en ambientes tropicales de México, la carne de animales silvestres representa el 70% de la dieta (Marmolejo, 2000) y en algunos países de Suramérica los mamíferos cubren al menos 83% de la proteína animal consumida por la población humana (Robinson y Redford, 1991).

El número de especies cazadas durante este estudio fue menor a lo reportado en otras regiones de México (Escamilla et al., 2000; Quijano-Hernández y Calmé, 2002; Naranjo et al., 2004; Ramírez, 2004; León, 2006, Lira Torres et al., 2014). Las diferencias pueden ser explicadas por la existencia de un mayor número de especies de mamíferos en estas zonas, ya que estos estudios fueron realizados en reservas de la biosfera, las cuales usualmente son áreas más extensas en comparación con el área estudiada (Escamilla et al., 2000; Cruz-Lara et al., 2004).

De las 16 especies registradas, seis especies son cazadas en cantidades importantes y ocho representaron menos del 1% en ambas zonas. Bennett et al.,(2000) señalan que los animales más frecuentemente cazados son aquellos comunes en el área y con tasas reproductivas altas, tal es el caso del armadillo, el conejo y el tejón, las cuales fueron las especies con mayor demanda en ambas zonas y de mayor abundancia; así mismo, estos resultados concuerdan con las especies más cazadas en el sureste de México (Guerra y Naranjo 2003, Lira-Torres, 2006; Tlapaya y Gallina, 2010; Contreras-Moreno et al., 2012; Lira Torres et al., 2014).

Además, el estado de conservación del sitio, puede influir en el número de especies e individuos cazados, en el área no protegida, los ejidos ha sido transformados como consecuencia de la extracción de madera, la ganadería y la agricultura, por lo que existen menor número de fragmentos de selva, y por tanto, menor disponibilidad de recursos, por lo que, los cazadores tienen que realizar mayor esfuerzo para obtener una presa en comparación con un área protegida (Novaro et al., 2000, Morrison et al., 2006).

Se pudo registrar que en ambas zonas existen especies que son cazadas pero no son aprovechadas como es el caso de la zorra y el tlacuache, a las que se les considera dañinas. En el caso particular de la zorra, aunque es considerada plaga y dañina, ésta es una especie

de gran importancia debido a que se sitúa en la cúspide de las cadenas tróficas, y son importantes en el control de las poblaciones de herbívoros como roedores y conejos, los cuales pueden ser también dañinos para los cultivos (Primack y Ros, 2002).

En cuanto a selección de presas de acuerdo a los métodos utilizados para cazar, el uso de perros no permite hacer una selección de individuos en cuanto a edad y tamaño, además, Alvard y colaboradores (1996) mencionan que el uso del arma de fuego en la cacería permite obtener un mayor número de individuos por cazador; sin embargo, observaciones realizadas en campo sobre los métodos de caza, demuestran que cuando se usan perros se cazan mayor número de individuos, pero esto incluye a cualquier animal comestible o no, por el contrario cuando se utiliza armas los cazadores tienen menor probabilidad de encontrarse frente a una presa.

Los métodos utilizados para cazar son similares a los reportados en la selva Lacandona en Chiapas (Guerra y Naranjo, 2003), donde el 56% de los cazadores usan arma de fuego y el 22% usa perros entrenados, por su parte Lira (2006) observó tres tipos de cacería; la arreada, la caza en cayuco, y la espera en áreas de alimentación en donde solo se utiliza arma de fuego.

Existen factores que pueden influir en la selección de presas, como la abundancia de las especies, la accesibilidad para ser cazada y la habilidad de cada cazador para obtener una presa (Vargas, 2001), e incluso la preferencia del cazador por cierta especie dado su sabor (Ramírez, 2004). En este estudio, las especies que presentaron una preferencia de caza como el conejo puede estar influida por la elevada tasa de natalidad que presenta esta especie, por lo cual, son muy abundantes y fáciles de obtener; así mismo, se reportó que el armadillo es perseguido por su sabor (Guerra et al., 2004; Romero-Balderas et al., 2006).

Los resultados de presión de caza podrían indicar que la cacería podría estar repercutiendo en las poblaciones de animales que habitan en el Istmo de Tehuantepec, además los entrevistados mencionaron que los mamíferos de tamaño mayor se han retirado hacia zonas menos pobladas y con mayor vegetación nativa debido a la persecución a la cual son sometidos.

El modelo propuesto por Robinson y Reford (1991), presenta diversas limitaciones, ya que los cálculos teóricos de densidad están basados en datos de áreas poco alteradas, la tasa intrínseca de incremento natural asume que las condiciones ambientales son óptimas,

sin embargo, el modelo es efectivo como una herramienta preliminar para medir el impacto de la cacería en las poblaciones silvestres. Los resultados indican que la cacería de tres especies de mamíferos no es considerada una actividad sustentable, por lo que el mantenimiento de grandes áreas de bosques conservados podría garantizar que a escala regional la mayoría de las especies toleren los actuales niveles de caza, de manera que se pueda tener una explotación sustentable en la región.

La actividad de caza que se practica en el Istmo de Tehuantepec es completamente ilegal, por ello es necesario comprender, evaluar y establecer medidas de regulación de la cacería, a través del establecimiento de periodos de aprovechamiento y vedas para las especies de interés, con base en información y estudios de abundancia de poblaciones, patrones de reproducción y manejo de hábitat, que tiendan a mantener las poblaciones de animales y brinden a los cazadores la oportunidad y el beneficio del aprovechamiento de los recursos faunísticos.

CAPÍTULO 3

Efecto de las características espaciales del fragmento y del paisaje en la diversidad y abundancia de mamíferos medianos y grandes en Juchitán, Oaxaca.

RESUMEN

Las selvas bajas caducifolias, son los ecosistemas con mayor deforestación en México, y su destrucción continúa avanzando a tasas muy elevadas. Esta situación está forzando a un número cada vez mayor de especies a habitar paisajes fragmentados con diferente composición y configuración espacial, por ello, es necesario entender cómo responden las especies a estos cambios. En el presente estudio se evalúa la respuesta de las comunidades de mamíferos medianos y grandes a los cambios a nivel del fragmento y del paisaje en un área protegida y una no protegida del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca. Para ello se evaluó la diversidad de mamíferos en 24 sitios con diferente configuración espacial, 12 de los sitios se encontraban dentro de un área protegida, que en su mayor proporción es selva baja caducifolia; y 12 sitios en un área no protegida en selva con una mezcla de mosaicos agrícolas y ganaderos. Se caracterizó tanto la configuración espacial de los fragmentos, como la del paisaje que los rodea. Se registraron 24 especies de mamíferos medianos y grandes, de las cuales 21 especies se encontraron en el área protegida y 13 en el área no protegida. Se observó que las especies estuvieron fuertemente relacionados con los cambios espaciales en el hábitat. La forma de los fragmentos y el porcentaje de la matriz cubierta por mosaicos agrícolas y ganaderos se relacionaron negativamente con el número de individuos y la riqueza de especies; sin embargo, se relacionaron positivamente con el número de especies dominantes. Los resultados sugieren que los niveles actuales de cambio de uso de suelo en la región han afectado la diversidad de mamíferos medianos y grandes, por lo que es necesario evitar la pérdida de cobertura forestal en los sitios con vegetación remanente de selva baja caducifolia.

INTRODUCCIÓN

En México, las selvas bajas caducifolias cubren más de la mitad de los bosques tropicales del país, sin embargo, cerca del 70 % de éste se han deforestado a consecuencia del acelerado crecimiento poblacional y del aumento de la demanda de alimento y combustibles. Estas actividades han promovido la expansión de la agricultura y la ganadería, lo que resulta en una mezcla de mosaicos agrícolas, ganaderos y bosques

secundarios en diferentes estados sucesionales (Gascón et al., 2007; Butler y Laurance, 2008; Gibbs et al., 2010; Aide et al., 2013; Ellis, 2013).

El Istmo de Tehuantepec es uno de los sitios en el país con mayor deforestación (Velázquez et al., 2003), a pesar de que se le ha catalogado como un Área Prioritaria para la Conservación. Cuenta con flora y fauna propia de las áreas montañosas de clima templado y frío con especies tropicales de climas cálidos y húmedos (García-Marmolejo et al., 2008; Pérez-García et al., 2001).

A pesar de su importancia, en esta región sólo el 1 % de su territorio cuenta con alguna iniciativa de conservación (Monroy, aceptado), sin embargo, estas áreas están experimentando una degradación biológica dentro y fuera las reservas (Laurance et al., 2012).

A medida que disminuye la cantidad de hábitat se producen cambios en la configuración y composición de los paisajes, cuyos efectos sobre la diversidad son poco conocidos (Fahrig, 2003; Arroyo-Rodríguez et al., 2013; Villard y Metzger, 2014). Este vacío de conocimiento se debe en gran medida a que la mayoría de estudios en paisajes fragmentados son a escala de fragmento y no evalúan el efecto de la estructura del paisaje sobre la biodiversidad (McGarigal y Cushman, 2002; Fahrig, 2003).

Los mamíferos de tamaño medio y grande, presentan diferentes niveles de sensibilidad a estas alteraciones, dependiendo de sus requerimientos de espacio, de sus necesidades de alimentación y de su comportamiento (Torres, et al 2005). El estudio de la diversidad de estas especies, puede ser indicativo de los efectos de las diferentes alteraciones en un sitio, ya que la vulnerabilidad será diferente para cada especie.

La importancia funcional de estos mamíferos radica en que cumplen diversos roles ecológicos, tales como la dispersión y depredación de semillas de numerosas especies vegetales, que cambian la estructura y composición vegetal del ecosistema. Aunado a esto, dichas especies influyen en la estructura y la complejidad de los niveles tróficos en los que participan, ya que son reguladoras de otros organismos, siendo tanto presas como depredadores.

Por esta razón, existe la necesidad de realizar estudios encaminados a entender cómo responden las especies a los cambios espaciales en el paisaje, para diseñar estrategias de conservación adecuadas.

MÉTODOS

El estudio se realizó en dos sitios, el primero perteneciente a las áreas destinadas voluntariamente a la conservación Ojo de agua Tolistoque y Sierra Tolistoque, que se encuentran al Norte de las localidades de La Venta y La Ventosa. El segundo sitio se localiza al norte de las Áreas conservadas y pertenece a la localidad de Santiago Ixtaltepec. Ambos sitios se encuentran dentro de la subprovincia fisiográfica de la Planicie Costera de Tehuantepec, al noreste de la ciudad de Juchitán, Oaxaca (Fig. 1).

La región posee la topografía más baja de todas las subprovincias, en donde más del 90% de su superficie es plana (Ortíz-Pérez *et al.*, 2002). Las alturas registradas no sobrepasan los 200 m. El clima en la región es Aw'o(w)ig, cálido subhúmedo con lluvias en verano, se caracteriza por contar con una marcada temporadas de sequía entre los meses de diciembre a mayo y lluvias de junio a noviembre, con una precipitación total anual de 932.2 mm. La temperatura promedio anual es de 27.6°C y (García, 1988). En cuanto a los tipos de vegetación, la subprovincia refleja una amplia distribución de selva baja caducifolia y subcaducifolia; selva baja perennifolia, subperennifolia y espinosa; selva mediana perennifolia y subperennifolia; palmar, bosque de encino y manejo agropecuario y (García, 1988).

Registro de mamíferos medianos y grandes

Se evaluó la diversidad de mamíferos medianos y grandes por medio de cámaras trampa en 24 estaciones de muestreo con diferente configuración espacial. Doce de las estaciones se encontraban en bosques continuos de selva baja caducifolia dentro de un área protegida; y 12 sitios en bosques con fragmentos de selva con una mezcla de mosaicos agrícolas y ganaderos en un área no protegida. Las estaciones de muestreo estuvieron separadas por menos 2 km de distancia para tener independencia en los análisis.

Como variables de respuesta, se consideró el número de individuos y la diversidad de especies. Para el caso de la diversidad, se utilizaron medidas de diversidad verdadera (Jost, 2006; Chao y Jost, 2012). En particular, se consideraron las diversidades de orden 0 (0D , riqueza de especies), de orden 1 (1D , exponencial de la entropía de Shannon) y orden 2 (2D , inverso de Simpson). 0D representa el número total de especies, sin importar el número de individuos, 1D es interpretado como el número de especies típicas o comunes de

la comunidad, y 2D es interpretado como el número de especies dominantes dentro de la comunidad (Jost, 2006).

Además se estimó la equitatividad de cada comunidad utilizando el índice de equidad de Pielou (J), el cual toma valores de 1 cuando la comunidad es completamente equitativa, y se aproxima a 0 a medida que la comunidad es menos inequitativa (Magurran, 1988).

Se estimó la abundancia relativa de acuerdo al número de registros fotográficos independientes por cada 100 días-trampa. Se realizaron comparaciones de la abundancia relativa y diversidad entre ambos complejos de vegetación por medio de una prueba de t-Student para dos muestras.

Características espaciales del fragmento y del paisaje

Con objeto de determinar la influencia de las características del y la estructura del paisaje en la composición faunística, este estudio se basa en la aproximación fragmento-paisaje (*sensu* McGarigal y Cushman 2002), siguiendo la modificación propuesta por Fahrig (2013), que consiste en la obtención de variables de respuesta por medio de sitios independientes, y las variables explicativas incluyen atributos tanto del fragmento, como del paisaje que rodea a las estaciones de muestreo.

Se realizó una clasificación supervisada de mapas de uso de suelo y vegetación a partir de imágenes LandSat ETM del Global Land Cover Facility del 2011 en el programa MultiSpec v 3.2. Los tipos de coberturas se clasificaron en selva baja caducifolia, selva mediana subcaducifolia, agricultura de temporal, agricultura de riego, y sin vegetación aparente. La clasificación tuvo un 89 % de precisión, por lo tanto es considerada adecuada (Garmendia et al., 2013). Adicionalmente, durante el trabajo de campo, se corroborará si los tipos de coberturas generados correspondían a lo observado en mapas, en caso de que no corresponder, los mapas fueron actualizados.

Una vez clasificadas las coberturas se trazó un buffer de 546 m de radio desde el centro de cada estación de fototrampeo, para delimitar un paisaje de 100 ha alrededor de cada sitio, por medio de un Sistema de Información Geográfica (Arc map 10.3).

Posteriormente se realizó el análisis de los índices descriptivos de los parches y la estructura del paisaje para cada uno de las estaciones de muestreo. Para ello, se utilizó la

aplicación Fragstats® . A escala del fragmento se obtuvo el índice de tamaño del parche, índice de forma del parche y distancia euclidiana al vecino más cercano. A escala del paisaje se obtuvo el área núcleo total, índice de proximidad, densidad de borde, índice de conectividad, número de parches, densidad de parches e índice de división del paisaje.

Se analizó la relación entre las variables a escala de fragmentos y del paisaje y las variables de respuesta de la comunidad de mamíferos por medio de un Modelo Lineal Generalizado (Chevan y Sutherland 1991), que tiene como objetivo generar una base estadística detallada para inferir la causalidad en regresiones multivariadas (Mac Nally 2000, 2002; Smith et al., 2009).

RESULTADOS

En total se registraron 24 especies de mamíferos medianos y grandes en ambas zonas de estudio, las especies corresponden a 13 familias y siete órdenes. El orden mejor representado fue Carnívora, con cuatro familias y 13 especies. El esfuerzo de muestreo total para cada estación de fototrampeo fue de 441 días trampa.

En el área protegida se registraron un total de 18 especies, mientras que en la no protegida se registraron 11 especies. La riqueza de especies (0D) difirió significativamente ($t= 2.3$, $p= 0.024$) en cada área.

Del total de especies, seis fueron exclusivas del área protegida (*Tamandua mexicana*, *Panthera onca*, *S. pygmaea*, *Mephitis macroura*, *Odocoileus virginianus*, *Dicotyles angulatus* y *D. mexicana*) y tres del área no protegida (*Leopardus wiedii*, *Herpailurus yagouairundi* y *Cuniculus paca*).

En el área protegida se registraron valores significativamente mayores ($t= 1.3$, $p= 0.035$) de diversidad 1D ($\bar{X}= 8.2$) con respecto al área no protegida ($\bar{X}= 6.9$). En cuanto al inverso de Simpson 2D , no se encontraron diferencias significativas ($t= 1.8$, $p= 0.069$) en el área protegida ($\bar{X}=3.6$) y en la no protegida ($\bar{X}=5.2$).

A nivel de la comunidad de mamíferos medianos y grandes, en los sitios con mayor área núcleo total, la riqueza de especies 0D y diversidad 1D se ven favorecida (23.8 y 43.1%, respectivamente); mientras que son afectadas por el índice de división del paisaje (-40.1 y -32.1%, respectivamente).

Por otro lado, las especies más dominantes en la comunidad tienen una relación positiva con el número de parches (26.86%) y con el índice de división del paisaje (36.6%). La equidad de la comunidad presenta una relación positiva (41.7%) con el tamaño del parche (Cuadro 8).

Cuadro 8. Porcentaje de efecto de las características espaciales del fragmento y del paisaje en la comunidad de mamíferos medianos y grandes en Juchitán, Oaxaca. TP= índice de tamaño del parche, FP= índice de forma del parche, DIS= distancia euclidiana al vecino más cercano, ANT= área núcleo total, PROX= índice de proximidad, DB= densidad de borde, CON= índice de conectividad, NP= número de parches, DP=densidad de parches y DIV= índice de división del paisaje.

	Fragmento					Paisaje				
	TP	FP	DIS	ANT	PROX	DB	CON	NP	DP	DIV
⁰ D	5.7	0.4	7.17	23.8	19.18	3.1	0.1	13.8	0.1	-40.1
¹ D	15.01	1.6	8.23	43.1	-2.3	3.82	47.9	1.4	11.53	-32.1
² D	-2.6	-4.25	4.8	-3.9	6.2	9.7	0.2	26.86	-0.5	36.6
J	41.7	1.7	22.6	8.9	3.45	-0.1	2.83	0.3	0.1	4

En el área protegida, las especies con mayor abundancia relativa fueron *D. angulatus* (\bar{X} IAR=2.14) y *N. narica* (\bar{X} IAR= 1.14), En el área no protegida, las especies más abundantes fueron *Nasua narica* (\bar{X} IAR= 0.72) y *Dasytus novemcinctus* (\bar{X} IAR=0.59), se observaron diferencias significativas entre la abundancia relativa de ambas zonas (t= 3.5, p= 0.016) (Fig. 3).

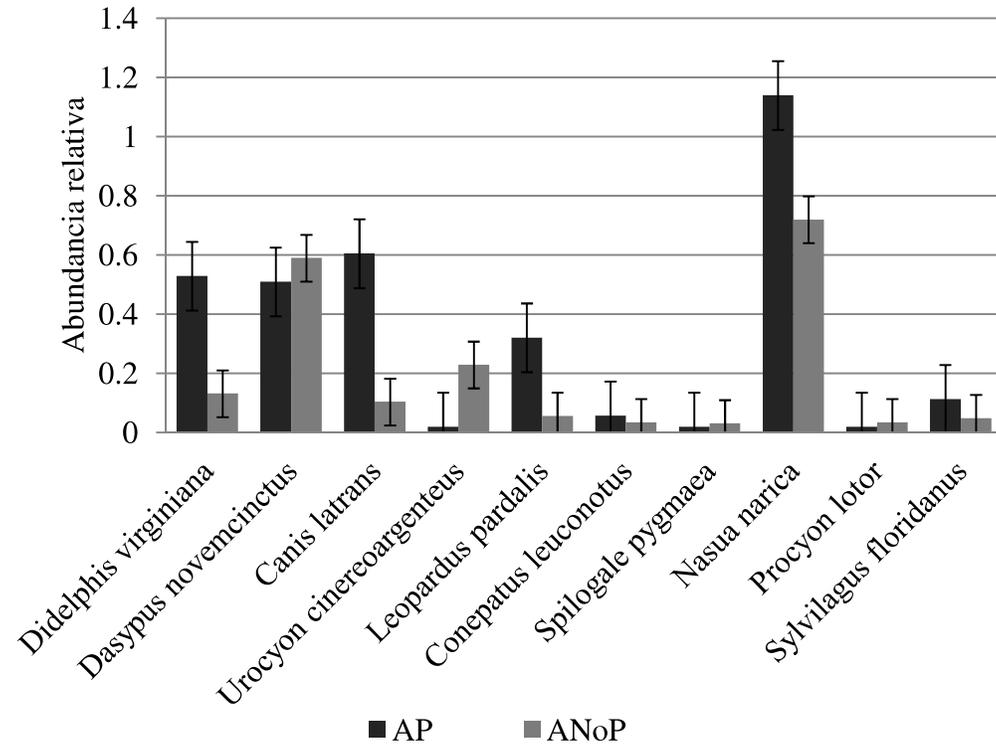


Figura 3. Abundancia relativa media (\pm Error estándar) de las especies de mamíferos medianos y grandes compartidas en el área protegida y la no protegida.

Los atributos espaciales del fragmento y del paisaje estuvieron asociados con la abundancia relativa de algunos mamíferos medianos y grandes. En el caso de *C. latrans* y *U. cinereoargenteus* fueron especies que su abundancia se vio favorecida por el número de parches y el índice de división del paisaje. La abundancia de *L. pardalis* tuvo una relación positiva con el tamaño de parche (41.9%), el área núcleo total (28.1%) y la proximidad de los fragmentos (25.32%); mientras que su abundancia se vio afectada por el número de parches (-20.1%) y por el índice de división del paisaje (-46.6) (Cuadro 9).

Cuadro 9. Porcentaje de efecto de las características espaciales del fragmento y del paisaje sobre la abundancia relativa de mamíferos medianos y grandes en Juchitán, Oaxaca.

	Fragmento						Paisaje			
	TP	FP	DIS	ANT	PROX	DB	CON	NP	DP	DIV
DIDELPHIMORPHIA										
Didelphidae										
<i>Didelphis virginiana</i>	0.2	-0.5	-5.4	1.22	0.1	-5.7	1.5	0.1	-2.4	2.3
CINGULATA										
Dasypodidae										
<i>Dasypus novemcinctus</i>	5.41	-8.6	12.1	1.02	33.9	-1.2	20.1	5.23	3.14	24.4
CARNIVORA										
Canidae										
<i>Canis latrans</i>	2.14	3.25	0.02	0.05	0.6	0.14	1.23	15.4	-0.1	32.14
<i>Urocyon cinereoargenteus</i>	0.02	0.2	0	14.1	-0.23	13.9	4.27	23.12	-0.2	34.76
Felidae										
<i>Leopardus pardalis</i>	41.9	7.17	15.29	28.1	25.32	1.43	13.1	-20.1	10.6	-46.6
Mephitidae										
<i>Conepatus leuconotus</i>	12.1	3.76	-0.021	-0.2	2.97	-2.1	5.34	2.78	6.83	9.1
<i>Spilogale pygmaea</i>	3.45	1.9	-0.019	0.03	0.91	-1.9	0.3	-0.2	-0.6	5.1
Procyonidae										
<i>Nasua narica</i>	10.23	2.2	8.51	-1	0.2	8.15	5.05	1.1	3.27	6.83
<i>Procyon lotor</i>	-0.8	1.09	0.07	7.37	5.54	0.16	3.67	4.91	0.02	0.09
LAGOMORPHA										
Leporidae										
<i>Sylvilagus floridanus</i>	-8.91	-2.9	1.92	8.45	0.12	-0.54	0.32	0.89	-3.26	2.42

DISCUSIÓN

Recientemente el estudio del deterioro del hábitat y los efectos sobre las especies ha sido uno de los puntos de mayor interés (August, 1983; Malcolm, 1990), ya que dependiendo del grado de deterioro generado en el hábitat, se modificará no sólo la estructura vegetal original, sino la heterogeneidad y complejidad del hábitat y por consiguiente la diversidad, distribución y abundancia de las especies (August, 1983; Hernández-Gómez et al., 2011; Lawton et al., 1998; Zarza, 2001).

Los estudios sobre el tamaño y aislamiento de los fragmentos es importante para el mantenimiento de la diversidad o la persistencia de metapoblaciones en paisajes fragmentados (MacArthur y Wilson, 1967), sin embargo, es importante conocer el papel que juega la estructura del paisaje en el mantenimiento de la diversidad (Fahrig, 2003), ya que generalmente se ignora el impacto potencial que tiene la composición y configuración espacial de la matriz sobre los patrones y procesos que ocurren dentro de los fragmentos de hábitat (Haila, 2002; McGarigal y Cushman, 2002).

En general, numerosos trabajos han reportado que la vulnerabilidad de las especies a los cambios en el hábitat depende fuertemente del tipo de alimentación. Las especies frugívoras, insectívoras y carnívoras suelen ser las más vulnerables, ya que requieren áreas de actividad más grandes y su alimento es más escaso y disperso dentro del hábitat, comparado con las especies herbívoras (Kattan et al., 1994; Michalski y Peres, 2005; Kumar y O'Donnell, 2007; Arriaga-Weiss et al., 2008).

Cuando la matriz es muy heterogénea, puede ofrecer recursos para las especies y/o facilitar la conectividad del paisaje (Dunning et al. 1992; Fahrig, 2003; Fahrig y Nuttle, 2005), actuando de manera positiva en especies tolerantes y generalistas como el coyote y la zorra, las cuales pueden desplazarse entre los remanentes de hábitat o zonas con alto grado de deterioro, como pastizales y cultivos, utilizándolos incluso, como áreas de alimentación y refugio (Calvete et al., 2004; Codesio et al., 2008; Santos y Tellería, 2006).

Respecto al tamaño de los fragmentos, un gran número de estudios han mostrado que a medida que aumenta el área del hábitat, se incrementa la riqueza de especies (Lovejoy et al., 1986; Souza y Brown, 1994; Didham, 1997; Gilbert y Setz, 2001). Es por ello, que en la zona de estudio, existió mayor riqueza y diversidad en los fragmentos más grandes.

El área no protegida, la cual presenta fragmentos de tamaño reducido no puede sostener a una población viable de especies de talla grande como el jaguar, el puma, el venado cola blanca (Fahrig, 2003; Thronton et al., 2011), ya que, diversos trabajos con diferentes grupos taxonómicos (e.g., aves, primates y mariposas) han demostrado que la tasa de extinción local puede acelerarse en fragmentos menores a 10 ha (Lovejoy et al., 1986; Stouffer y Bierregaard, 1995; Brown y Hutchings, 1997; Stratford y Stouffer, 1999).

También, el área núcleo total favorece a los organismos que tienen rangos territoriales más grandes, como es el caso del ocelote (Gibbs, 1998). Sin embargo, las especies más sedentarias o con rangos territoriales menores, suelen ser las menos afectadas por la reducción del hábitat (Gibbs, 1998). Es por ello, que la diversidad y número de individuos de la mayoría de mamíferos medianos no estuvo fuertemente relacionada con las características espaciales del hábitat (Santos, 2011; Garmendia et al., 2013; Hernández-Ruedas et al., 2014; San-José et al., 2014).

La densidad de borde no tuvo un efecto significativo en la abundancia relativa y diversidad de mamíferos medianos y grandes, debido a que generalmente, este efecto incluye cambios climáticos tales como la reducción en la humedad ambiental y el aumento en la incidencia de luz y en la temperatura (Kapos, 1989). Estos cambios ambientales afectan principalmente a especies son más dependientes de las condiciones micro-ambientales como los reptiles, roedores y anfibios (Gibbons et al., 2000; Lovejoy et al., 1986; Pinto et al., 2010).

La pérdida de mamíferos medianos y grandes podría causar efectos devastadores, ya que contribuyen de muchas formas a la función natural del ecosistema, tales como la dispersión, depredación y germinación de semillas de numerosas especies vegetales, cambian la estructura y composición vegetal, actúan en procesos de herbivoría, como predador y presa, además de que actúan como controladores biológicos de poblaciones de insectos (Alonso et al., 2001; Bolaños y Naranjo, 2001).

Para reducir los efectos negativos de la alteración del hábitat sobre la diversidad y abundancia de mamíferos es necesario aumentar la cobertura forestal a nivel regional, haciendo énfasis en la creación de corredores que permitan una conectividad entre los distintos fragmentos y la presencia de diversos grupos de especies.

CAPITULO 4

Conclusiones generales

En el estado de Oaxaca, sólo el 3.6% de su territorio se encuentra protegido por Áreas Naturales Protegidas (con decreto gubernamental), por lo que en el presente estudio se denota la importancia del impulso de estrategias complementarias para la conservación de la diversidad biológica, a través de la certificación de áreas comunitarias o privadas, en la que los propietarios de la tierra proponen de manera voluntaria sus terrenos como áreas de conservación.

Un ejemplo claro de este tipo de iniciativas, son las áreas destinadas voluntariamente a la conservación de Ojo de agua Tolistoque y Sierra Tolistoque, las cuales albergan especies de carnívoros como *P. concolor*, *P. onca* y *L. pardalis*, además de una gran variedad de especies de mamíferos medianos y grandes, lo que sugiere que, la selva dentro éstas áreas se encuentra en buen estado de conservación y por lo tanto, son efectivas para la protección de dichas especies.

A pesar de que en la región existen comunidades importantes de mamíferos medianos y grandes, es necesario mitigar, detener y revertir los efectos adversos que presentan los mamíferos medianos y grandes y sus hábitats, debido a los diversos cambios de uso del suelo producidos principalmente por el desarrollo ganadero y la creación de extensos campos agrícolas para el cultivo de sorgo.

Además, otras amenazas que existen son la cacería ilegal, la explotación no planeada de recursos forestales (maderables y no maderables), la sobreexplotación de especies, la contaminación de agua y suelo y el tráfico ilegal de especies silvestres.

En particular, en el área no protegida, es notoria la desaparición de un número significativo de especies de mamíferos medianos y grandes, por ello, es necesario promover la conservación de tantos fragmentos de bosque como sea posible, particularmente los de mayor tamaño que faciliten la permanencia y dispersión de las especies.

Otra estrategia de conservación es a través de la recuperación de cobertura vegetal, por medio de impulsar el cambio de uso de la tierra destinada para la ganadería, a partir del establecimiento de sistemas silvopastoriles amigables con el medio ambiente y que a su vez mejoren los sistemas ganaderos. El uso de cercas vivas, árboles dispersos en potrero y

sistemas silvopastoriles intensivos, permitiría aumentar la cobertura vegetal de los sitios y mejorar la conectividad entre los fragmentos de bosque, además de proveer estructuras físicas, recursos y hábitat para albergar especies de plantas y animales nativas.

En la zona conservada, existió mayor presión de caza, lo cual puede afectar la persistencia de las especies a largo plazo, por ello, es indispensable involucrar la participación de las mismas comunidades, para promover la autorregulación de la cacería de subsistencia, considerando al menos los siguientes aspectos: especies a aprovechar, zonificación, vedas espaciales y temporales, cuotas de aprovechamiento, sistema de sanciones graduadas a los infractores (mayor castigo a reincidentes) y mecanismos comunitarios de supervisión, y, que estas regulaciones, junto con la información sobre el patrón de uso local de fauna silvestre, se integre en un plan comunitario de manejo de fauna silvestre que puede ser formalizado posteriormente como una Unidad de Manejo para la Conservación de la Vida Silvestre, reconocida por la Ley General de Vida Silvestre.

Teniendo en cuenta que la conservación de las especies es un proceso fundamentado, una de las recomendaciones principales es realizar monitoreo a largo plazo de la densidad poblacional de las especies que actualmente reciben mayor presión de caza, así como estudios de ecología, para obtener información sobre atributos como: tasa de natalidad, mortalidad, sobrevivencia, fertilidad, fecundidad, etc., que permita tomar decisiones más acordes con el estado poblacional real de las especies en la zona.

Para la conservación de mamíferos medianos y grandes, también se sugieren la sensibilización y la educación ambiental en las localidades de La Venta, La Ventosa y Santiago Ixtaltepec, que permitan a los pobladores conocer la importancia de estas especies en el ecosistema.

LITERATURA CITADA

- Ahumada, J., C. E. 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. Andelman. 2011. Community structure and diversity of tropical forest mammals: data from a global camera trap network. *Philosophical Transactions Royal Society B*. 366: 2703-2711.
- Aide, T. M., L. M. Clark, H. R. Grau, D. López-Carr, M. A. Levy, D. Redo, M. Bonilla-Moheno, G. Riner, M. J. Andrade-Núñez y R. Muñiz. 2013. Deforestation and reforestation of Latin America and the Caribbean (2001–2010). *Biotropica*. 45: 262-271.
- Alonso, A., F. Dallmeier, P. Campbell y R. Norgueron. 2001. The Lower Urubamba Region, Peru. En: *Urubamba: The Biodiversity of a Peruvian Rain Forest SI/MAB Series #7*, A. Alonso, F. Dallmeier, and P. Campbell (eds.). Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.
- Alvard, M.S., J.G. Robinson, K.H. Redford y H. Kaplan. 1997. The sustainability of subsistence hunting in the neotropics. *Conservation Biology*. 11:977-982.
- Aranda, M. 2012. Manual para el rastreo de mamíferos silvestres de México. México: Comisión Nacional para el Conocimientos y Uso de la Biodiversidad.
- Arispe, R., C. Venegas y D. Rumiz. 2008. Abundancia y patrones de actividad del mapache (*Procyon cancrivorous*) en un bosque Chiquitano de Bolívia. *Mastozoología Neotropical*. 15(2): 323-333.
- Arriaga, L., J. M. Espinoza, C. Aguilar, E. Martínez, L. Gómez y E. Loa. 2000. Regiones terrestres prioritarias de México. México: Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad.
- Arroyo-Rodríguez, V., I. M. González-Perez, A. Garmendia, M. Solà y A. Estrada. 2013. The relative impact of forest patch and landscape attributes on black howler monkey populations in the fragmented Lacandona rainforest, Mexico. *Landscape Ecology*. 28: 1717–1727.

- August, P. 1983. The role of habitat complexity and heterogeneity in structuring tropical mammal communities. *Ecology*. 64:1495-1507.
- Ávila, R., y R. Medellín. 2005. Zorrillo pigmeo. En G. Ceballos y G. Oliva (Coord.), *Los mamíferos silvestres de México*. México: CONABIO-Fondo de Cultura Económica. p. 394-395.
- Ayala, G., M. E. Viscarra y R. Wallace. 2010. Density and activity patterns of ocelots (*Leopardus pardalis*) in Río Hondo, Madidi National Park and Integrated Management Natural Area, La Paz, Bolivia. *Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental*. 28:119-129.
- Barragán, F., C. Lorenzo, A. Morón, M. A. Briones-Salas y S. López. 2010. Bat and rodent diversity in a fragmented landscape on the Isthmus of Tehuantepec, Oaxaca, México. *Tropical Conservation Science*. 3: 1-16.
- Bennett, J, J. Rolfe y J. Louviere. 2000. Choice modelling and its potential application to tropical rainforest preservation. *Ecological Economics*. 35(2): 289-301.
- Bernard, H., A. H Ahmad, J. Brodie, A. J. Giordano, M. Lakim, R. Amat, S. K. Pei Hue, L. S. Khee, A. Tuuga, P. T. Malim, D. Lim-Hasegawa, Y. S. Wai y W. Sinun. 2013. Camera-Trapping survey of mammals in and around Imbak Canyon Conservation Area in Sabah Malaysian Borneo. *The Raffles Bulletin of Zoology*. 61 (2): 861-870.
- Blanco J. C. y R. Villafuerte. 1993. Factores ecológicos que influyen sobre las poblaciones de conejos. Incidencia de la enfermedad hemorrágica. Internal Technical Report Empresa de Transformación Agraria S.A. p.1-122.
- Bodmer, R. E. 1995. Managing Amazonian wildlife: biological correlates of game choice by detribalized hunters. *Ecological Applications*. 5:872-877.
- Bodmer, R., J. Eisenberg y K. Redford. 1997. Hunting and the likelihood of extinction of Amazonian mammals. *Conservation Biology*. 11 (2): 460-466.
- Bolaños, C. y J. E. Naranjo. 2001. Abundancia, densidad y distribución de las poblaciones de ungulados en la cuenca del río Lacatún, Chiapas, México. *Revista Mexicana de mastozoología*. 5: 45-57.

- Bolger, D. T., A. C. Alberts, R. M. Sauvajot, P. Potenza, C. Mc Calvin, D. Tran, S. Mazzone y M. E. Soulé. 1997. Response of rodents to hábitat fragmentation in coastal Southern California. *Ecological Applications*. 7:552-563.
- Bonilla-Moheno, M., T. M. Aide y M. L. Clark. 2012. The influence of socioeconomic, environmental, and demographic factors on municipality-scale land-cover change in Mexico. *Regional Environmental Change*. 12:543–557.
- Borrini-Feyerabend, G, A. Kothari y G. Oviedo. 2004. Indigenous and local communities and protected areas. Towards equality and enhanced conservation. World Commission on Protected Areas, Best Practice Protected Area Guidelines Series N°. 11. IUCN-The World Conservation Union. Switzerland and Cambridge, United Kingdom.
- Bouzat, J. 2001. The population structure of the Greater Rhea (*Rhea Americana*) in an agricultural landscape. *Biological Conservation*. 99: 277-284.
- Briones-Salas, M. A. y V. Sánchez-Cordero. 2004. Mamíferos. En A. J. García Mendoza, 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 Found. México. pp. 423-447.
- Brown Jr., K. S. y R. W. Hutchings. 1997. Disturbance, fragmentation, and the dynamics of diversity in Amazonian forest butterflies. *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. University of Chicago Press, Chicago. p. 91-110.
- Buenrostro-Silva, A., A. Gutiérrez y J. García-Grajales. 2012. Mamíferos del Parque Nacional Lagunas de Chacahua y La Tuza de Monroy, Oaxaca, México. *Acta Zoológica Mexicana (nueva serie)*. 28(1): 56-72.
- Bustamante A. 2008. Densidad y uso de hábitat por los felinos en la parte sureste del área de amortiguamiento del Parque Nacional Corcovado, Península de Osa, Costa Rica. (Tesis de Maestría). Instituto Internacional en Conservación y Manejo de Vida Silvestre, Universidad Nacional, Costa Rica.

- Butler, R.A. y W.F. Laurence. 2008. New strategies for conserving tropical forests. *Trends in Ecology and Evolution*. 23: 469-472.
- Calvete, C., R. Estrada, E. Angulo y S. Cabezas-Ruiz. 2004. Habitat factors related to wild rabbit conservation in an agricultural landscape. *Landscape Ecology*. 19: 531-542.
- Carr, D. 2004. Proximate population factors and deforestation in tropical agricultural frontiers. *Population and Environment*. 25:585-612.
- Carrillo, E., G. Wong y A. D. Cuarón. 2000. Monitoring mammal populations in Costa Rican protected areas under different hunting restrictions. *Conservation Biology*. 14(6): 1580-1591.
- Ceballos, G. y A. García. 1995. Conserving neotropical biodiversity: the role of dry forest in western Mexico. *Conservation Biology*. 9:1349-1353.
- Ceballos, G. y L. Martínez. 2010. Mamíferos. En G. Ceballos, L. Martínez, A. García, E. Espinoza, J. Bezaury J. y R. Dirzo (Eds.), *Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del Pacífico de México*. México: Fondo de Cultura Económica, CONABIO. p. 119-144.
- Ceballos, G., y Oliva, G. 2005. *Los mamíferos silvestres de México*. México: CONABIO-Fondo de Cultura Económica.
- Cervantes, F., y Yépez, L. 1995. Species richness of mammals from the vicinity of Salina Cruz, Coastal Oaxaca, Mexico. *Anales del Instituto de Biología. Serie Zoología*, 66(1), 113-122.
- Chao, A. y Jost, L. 2012. Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology*. 93: 2533-2547.
- Chevan, A., y M. Sutherland. 1991. Hierarchical Partitioning. *American Statistician*. 45(2): 90-96.
- Codesio, M., C. M. González-Fischer y D. N. Bilenca. 2008. Asociaciones entre diferentes patrones de uso de la tierra y ensambles de aves en agroecosistemas de la región pampeana, Argentina. *Ornitología Neotropical* 19: 575-585.

- CONANP (Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas). 2007. Listado de áreas certificadas. Consultado 20 nov. 2007. Disponible en http://www.conanp.gob.mx/que_hacemos/listado_areas.php
- Contreras-Moreno, F., K. De la Cruz-Félix y J. Bello-Gutiérrez. 2012. Uso patrones de cacería y preferencia de presas en dos sitios del parque estatal La Sierra, Tabasco, México. *Etnobiología*. 10 (3):1-9.
- Cooper, J. D., Waser, P. M., Gopurenko, D., Hellgren, E. C., Gabor, T. M., y Dewoody, J. A. 2010. Measuring sex-biased dispersal in social mammals: comparisons of nuclear and mitochondrial genes in collared peccaries. *Journal of Mammalogy*, 91, 1413-1424.
- Corlett, R. T. (2007). The impact of hunting on the mammalian fauna of tropical Asian forests. *Biotropica* 39: 292–303.
- Cortés-Marcial, M. 2009. Diversidad de mamíferos medianos y grandes en dos sitios con diferente grado de conservación en La Venta, Juchitán, Oaxaca. (Tesis de Maestría). CIIDIR-OAX. Instituto Politécnico Nacional, Oaxaca, México.
- Cortés-Marcial, M., Y. M. Martínez y M. Briones-Salas. 2014. Diversity of large and medium mammals in Juchitan, Isthmus of Tehuantepec, Oaxaca, Mexico. *Animal Biodiversity and Conservation*. 37(1): 1-12.
- Cruz-Lara, L. E., C. Lorenzo, L. Soto, E. J. Naranjo y N. Ramírez-Marcial. 2004. Diversidad de mamíferos en cafetales y selva mediana de las cañadas de la selva lacandona, Chiapas, México. *Acta Zoológica Mexicana*. 20:63-81.
- Cuarón, A.D. 2000. Effects of land-cover changes on mammals in a Neotropical region: a modeling approach. *Conservation Biology* 14:1676-1692.
- Cueva, X. A., Morales, N., Brown, M., y Peck, M. 2010. Macro y mesomamíferos de la Reserva Comunitaria Santa Lucía, Pichincha, Ecuador. *Boletín Técnico* 9, Serie Zoológica, 6, 98-110.
- Díaz-Pulido, A., y Payán-Garrido, E. 2011. Densidad de ocelotes (*Leopardus pardalis*) en los llanos Colombianos. *Mastozoología neotropical*, 18 (1), 63-71.
- Didham, R. K. 1997. The influence of edge effects and forest fragmentation on leaf-litter invertebrates in central Amazonia. En: Laurence, W. F., B. O. Bierregaard, (Eds.).

- Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities. University of Chicago Press, Chicago. p. 55-70.
- Dirzo, R., E. Mendoza y P. Ortíz. 2007. Size-related differential seed predation in a heavily defaunated Neotropical tropical rain forest. *Biotropica* 39: 355–362
- Dirzo, R., y Miranda, A. 1991. Altered patterns of herbivory and diversity in the forest: A case study of the possible contemporary defaunation. En P. W. Price, T. M. Lewinsohn, G. W. Fernandes, y W. W. Benson (Eds.), *Evolutionary ecology in tropical and temperate regions* (p. 273-291). John Willey y Sons Inc.
- Doan, T. M. 2003. Which methods are most effective for surveying rainforest herpetofauna? *Journal of Herpetology*, 37, 72-81.
- Dunning, J. B., B. J. Danielson y H. R. Pulliam. 1992. Ecological processes that affect populations in complex landscapes. *Oikos*. 65:169–175.
- Elizondo, C. y D. López. 2009. Las áreas voluntarias de conservación en Quintana Roo. Corredor Biológico Mesoamericano México. Serie acciones. No. 6. Ed. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. 126 p.
- Ellis, E.C. 2013. Sustaining biodiversity and people in the world's antropogenic biomes. *Current Opinion in Environmental Sustainability*. 5: 368-372.
- Emmons y Feer. 1997. Neotropical rainforest mammals: a field guide. The University of Chicago Press, Chicago. 307 p.
- Escamilla, A., M. Sanvicente, M. Sosa, M. Galindo-Leal. 2000. Habitat mosaic, wildlife availability, and hunting in the tropical forest of Calakmul, México. *Conservation Biology*. 14(6): 1592-1601.
- Espartosa, K., Pinptti, B., y Pardini, R. 2011. Performance of camera trapping and track counts for surveying large mammals in rainforest remnants. *Biodiversity Conservation*, 20, 2815-2829.
- Fa, J.E., Juste, J., Burn, R.W., and Broad, G. 2002. Bushmeat consumption and preferences of two ethnic groups in Bioko Island, West Africa. *Human Ecology* 30(3): 397-416.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*. 34: 487-515.

- Fahrig, L. 2013. Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. *Journal of Biogeography*. 40: 1649-1663.
- Fahrig, L. y W. K. Nuttle. 2005. Population ecology in spatially heterogeneous environments. In: *Ecosystem Function in Heterogeneous Landscapes* (eds Lovett, G.M., C. G. Jones, M. G. Turner y K. C. Weathers). Springer-Verlag, New York. pp. 95-118.
- Figuroa, F. y V. Sánchez-Cordero. 2008. Effectiveness of natural protected areas to prevent land use and land cover change in Mexico. *Biodiversity Conservation*. 17:3223-3240.
- Gaidet-Drapier, N., Frtz, H., Bogarel, M., Renaud, P. C., Poilecot, P., y Chardonnet, P. 2006. Cost and efficiency of large mammal census techniques: comparison of methods for a participatory approach in a communal area, Zimbabwe. *Biology Conservation*, 15, 735-754.
- Galindo-Leal, C. 2004. Clasificación de los murciélagos de la región de los Tuxtlas, Veracruz, respecto a su respuesta a la fragmentación del hábitat. *Acta Zoológica Mexicana* (n.s.). 20: 239-243.
- García, E. 1988. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. . México: Instituto de Geografía. Universidad Nacional Autónoma de México.
- García-Marmolejo, G., Escalona-Segura, G., y Van derWal, H. 2008. Multicriteria evaluation of Wildlife management Units in Campeche, Mexico. *Journal of wildlife Management*, 72(5), 1194-1202.
- García-Mendoza, A. J., M. J. Ordoñez y M. Briones-Salas (eds.). 2004. Biodiversidad de Oaxaca. Instituto de Biología Universidad Nacional Autónoma de México-Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza-World Wildlife Fund. México D. F.
- Garmendia, A., V. Arroyo-Rodríguez, A. Estrada, E. J. Naranjo y K. E. Stoner. 2013. Landscape and patch attributes impacting medium- and large-sized terrestrial mammals in a fragmented rain forest. *Journal of Tropical Ecology*. 29: 331-344.

- Gascon, C., T. E. Lovejoy, R. O. Bierregaard, J. R. Malcolm, P. C. Stouffer, H. Vasconcelos, W. F. Laurance, B. Zimmerman, M. Tocher y S. Borges. 1999. Matrix habitat and species persistence in tropical forest remnants. *Biological Conservation*. 91, 223-229.
- Geist, H. J. y E. F. Lambin. 2002. Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation. *Bioscience*. 52:143–150.
- Gibbs, H.K., A. S. Ruesch, F. Achard, M. K. Clayton, P. Holmgren, N. Ramankutty y J. A. Foley. 2010. Tropical forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s. *Proceedings of the national academy of sciences USA* 107:16732–16737.
- Gibbs, J. P. 1998. Distribution of woodland amphibians along a forest fragmentation gradient. *Landscape Ecology*. 13: 263-268.
- Gilbert, K. A. y E. Z. F. Setz. 2001. Primates in a fragmented landscape: six species in central Amazonia. En: Bierregaard Jr, R.O., C. Gascon, T. E. Lovejoy y R. Mesquita (Eds.). *Lessons from Amazonia: ecology and conservation of a fragmented forest*. Yale University Press, New Haven. Connecticut. p. 262–270.
- González, G., Briones-Salas, M. A., y Alfaro, A. M. 2004. Integración del conocimiento faunístico del estado. En A. J. García Mendoza, M. J. Ordóñez y M. A. Briones-Salas (Eds.), *Biodiversidad de Oaxaca* (p. 349-366). México: Instituto de Biología, UNAM-Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza-World Wildlife
- González-Pérez, E., Sánchez-Bernal, V. M., Íñiguez, I., y Santana, E. 1992. Patrones de actividad del coyote (*Canis latrans*), la zorra gris (*Urocyon cinereoargenteus*) y el tlacuache (*Didelphis virginiana*) en la Sierra de Manantlán, Jalisco. *Anales del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Serie Zoología*, 63, 293-299.
- Goodwin, G. 1969. Mammals from the State of Oaxaca, Mexico in the American Museum of Natural History. *Bulletin of the American Museum of Natural History*, 141, 1-269.
- Gortazar, C., Herrero, J., Villafuerte, R., Marco, J. (2000). Historical examination of the status of large mammals in Aragon, Spain. *Mammalia*, 64(4): 411-422.

- Groom MJ, Meffe GK. Carroll CR. Principles of conservation biology. Sunderland: Sinauer Associates; 2006. pp. 174–251.
- Guerra, M. M. y E. J. Naranjo. 2003. Cacería desubsistencia en dos comunidades de la selva Lacandona, Chiapas, México. En: Memorias V Congreso internacional manejo de fauna silvestre y en la Amazonía y Latinoamérica .
- Guerra, M. M., E. J. Naranjo, F. Limón y R. Mariaca. 2004. Factores que intervienen en la regulación local de la cacería de subsistencia en dos comunidades de la Selva Lacandona, Chiapas. En: Memorias VI Congreso internacional manejo de fauna silvestre en la Amazonía y Latinoamérica.
- Guzmán-Lenis, A., y Camargo-Sanabria, A. 2004. Importancia de los rastros para la caracterización del uso de hábitat de mamíferos medianos y grandes en el bosque Los Mangos (Puerto López, Meta, Colombia). Acta Biológica Colombiana, 9(1), 11-22.
- Haila, Y., D. A. Saunders y R. J. Hobbs. 1993. What do we presently understand about ecosystem fragmentation?. En: Nature Conservation 3: The Reconstruction of Fragmented Ecosystems. p. 45-55.
- Hall, E.R. 1981. The Mammals of North America. New York: The Ronald Press Co. Vol. 1:XXX+546+79, Vol. 2:VI+601-1181+90.
- Harmsen, B. J., Foster, R. J., Silver, S., Ostro, L., y Doncaster, C. P. 2010. Differential use of trails by forest mammals and the implications for camera-trap studies: a case study from Belize. Biotropica, 42,126-133.
- Hernández, I. U., Ellis, E. A., y Gallo, C. A. 2013. Aplicación de teledetección y sistemas de información geográfica para el análisis de deforestación y deterioro de selvas tropicales en la región Uxpanapa, Veracruz. Geo Focus (Informes y Aplicaciones), 13, 1-24.
- Hernández-Gómez, I., E. A. Ellis y C. A. Gallo. 2011. Deforestación y deterioro de las selvas tropicales en la región Uxpanapa, Veracruz. INEGI. 1-17
- Hernández-Ruedas, M.vA., V. Arroyo-Rodríguez, J. A. Meave, M. Martínez-Ramos, G. Ibarra-Manríquez, E. Martínez, G. Jamangapé, F. P. L. Melo y B. A. Santos. 2014. Conserving tropical tree diversity and forest structure: the value of small rainforest patches in moderately-managed landscapes. PLoS ONE 9. e98931.

- Herrera-Flores, J. C., Fredericksen, T. S. y Rumíz, D., 2002. Evaluación rápida de mamíferos en base a huellas para observar los impactos del manejo forestal. *Ecología en Bolivia*, 37(1): 3-13
- Holden, J., y Neang, T. 2009. Small carnivore records from the Cardamom Mountains, southwestern Cambodia. *Small Carnivore Conservation*, 40, 16-21.
- Jost, L. 2006. Entropy and Diversity. *OIKOS*. 133: 363-275.
- Jost, L. 2010. The relation between evenness and diversity. *Diversity*. 2: 207-232.
- Juste, J., J. E. Fa, J. Perez del Val and J. Castroviejo. 1995. Market dynamics of bushmeat species in Equatorial Guinea. *Journal of Apply.Ecology*. 32:454-467.
- Kapos, V., 1989. Effects of isolation on the water status of forest patches in the brazilian amazon. *Journal of Tropical Ecology*. 5: 173-185.
- Kattan, G.H. 2002. Fragmentación: patrones y mecanismos de extinción de especies. En: M. R. y G. H. Kattan (Edit). *Ecología y Conservación de Bosques Neotropicales*. Guariguata. Libro Universitario Regional. Costa Rica. p. 561-590.
- Krebs, C. J. 1989. *Ecological methodology*. Harper y Row. New York. USA.
- Kumar, A. y S. O'Donnell. 2007. Fragmentation and elevation effects on bird-army ant interactions in Neotropical montane forest of Costa Rica. *Journal of Tropical Ecology*. 23: 581.
- Laurance, W. F., D. C. Useche, J. Rendeiro, M. Kalka, C. J. A Bradshaw, S. P. Sloan, S. G. Laurance, M. Campbell, K. Abernethy, P. Alvarez, F. Ansell y V. Arroyo-Rodríguez. 2012. Averting biodiversity collapse in tropical forest protected areas. *Nature*. 489: 290-294.
- Lawton, J. H., D. E. Bignell, B. Bolton, G. F. Bloemers, P. Eggleton, P. M. Hammond, M. Hodda, R. D. Holts, T. B. Larsen, N. A. Mawdsley, N. E. Stork, D. D. Srivastava y A. D. Watt. 1998. Biodiversity inventories, indicator taxa and effects of habitats modification in tropical forest. *Nature*. 339:72-76.
- León, M. P. 2006. Aprovechamiento de fauna silvestre en una comunidad aledaña a la Reserva de la Biosfera los Retenes, Campeche. Tesis de Maestría. Centro de

- Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional. Unidad Mérida. México.
- Lira-Torres, I. y Naranjo, E. 2003. Abundancia, preferencia de hábitat e impacto del ecoturismo sobre el puma y dos de sus presas en la Reserva de la Biosfera El Triunfo, Chiapas, México. *Revista mexicana de Mastozoología*. 7, 20-39.
- Lira-Torres, I. 2006. Abundancia, Densidad, Preferencia de Hábitat y Uso Local de los Vertebrados en Tuza de Monroy, Santiago Jamiltepec, Oaxaca. *Revista Mexicana de Mastozoología*. 10: 6-31.
- Lira-Torres, I., M. Briones-Salas, F. R. Gómez de Anda, D. Ojeda-Ramírez y A. Peláez. 2014. Uso y Aprovechamiento de Fauna Silvestre en la Selva Zoque, México. *Acta Zoológica Mexicana (n.s.)*. 30(1): 74-90.
- Lira-Torres, I., y Briones-Salas, M. A. 2012. Abundancia relativa y patrones de actividad de los mamíferos de los Chimalapas, Oaxaca, México. *Acta Zoológica Mexicana (ns)*. 28(3). 566-585.
- Lira-Torres, I., Galindo-Leal, C. y Briones-Salas, M. 2012. Mamíferos de la Selva Zoque, México: Riqueza, Uso y Conservación. *Revista de Biología Tropical (International Journal of Tropical Biology)*, 60: 781-797.
- Logan, C. J., y Longino, J. T. 2013. Adult male coatis play with a band of juveniles. *Brazilian Journal of Biology*, 73, 353-355.
- Lovejoy, T. E., R. O. Bierregaard Jr., A. B. Rylands, J. R. Malcolm, C. E. Quintela, L. H. Harper, K. S. Brown Jr., A. H. Powell, G. V. N. Powell, H. O. Schubart y M. B. Hays. 1986. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. *Conservation Biology*. 257-285.
- Luis, A. M., Llorente, J. B., Warren, A. D., y Vargas, I. F. 2004. Los lepidópteros: papilionoideos y hesperioideos. En A. J. García Mendoza, M. J. Ordóñez y M. A. Briones-Salas (Eds.), *Biodiversidad de Oaxaca* (p. 331-356). México: Instituto de Biología, UNAM-Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza-World Wildlife Found.
- Lyra-Jorge, M. C., Ciocheti, G., Pivello, V. R., y Meirelles, S. T. 2008. Comparing methods for sampling large-and medium-sized mammals: camera traps and track plots. *European Journal of Wildlife Research*, 54(4), 739-744.

- Mac Nally, R. 2000. Regression and model-building in conservation biology, biogeography and ecology: the distinction between—and reconciliation of—predictive and “explanatory” models. *Biodiversity & Conservation*. 9(5): 655-671.
- Mac Arthur, R. H. y E. O. Wilson. 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, Princeton USA.
- Mac Bee, K., y Baker, R. 1982. *Dasyus novemcinctus*. *Mammalian Species*, 162, 1-9.
- Mac Manus, J.J. (1974) *Didelphis virginiana* en *Mammalian Species*. 40: 1-6.
- Mac Nally, R. 2002. Multiple regression and inference in ecology and conservation biology: further comments on identifying important predictor variables. *Biodiversity & Conservation*. 11(8): 1397-1401.
- Maffei, L., Cuellar, E., y Noss, J. 2002. Uso de trampas-cámara para la evaluación de mamíferos en el ecotono Chaco-Chiquitanía. *Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental*, 11, 55-65.
- Maffei, L., Noss, A. J., y Fiorello, C. 2007. The jaguarundi (*Puma yagouaroundi*) in the kaa-iyá del gran Chaco National Park, Santa Cruz, Bolivia. *Mastozoología Neotropical*, 14(2), 263-266.
- Magurran, A. E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. New Jersey: Princeton University Press. 179 pp.
- Malcolm, J. 1990. Estimation of mammalian densities in continuous forest north of Manaus. In: A. H. Gentry (ed.). *Four Neotropical Rainforest*. Yale University, New Haven, Connecticut. pp. 339-357.
- Marmolejo, M. A. 2000. *Fauna alimentaria de la península de Yucatán*. Instituto Nacional Indigenista. Serie Medio Ambiente. México.
- Marnewick, K., Funston, P. J., y Karanth, K. U. 2008. Evaluating camera trapping as a method for estimating cheetah abundance in ranching areas. *South African Journal of Wildlife Research*, 38(1), 59-65.
- Martin, G., Camacho, C. I., Del Campo, C. A., Anta, S., Chapela, F., y González, M. A. 2011. Indigenous and community conserved areas in Oaxaca, Mexico. *Management of Environmental Quality*, 22(2), 250-266.

- Mayor-Aparicio, P. G. 2004. Fisiología reproductiva y desarrollo de métodos diagnósticos del estado reproductivo de la hembra pecari de collar (*Tayassu tajacu*, Linnaeus1758) de la Amazonia. (Tesis doctoral). Universidad Autónoma de Barcelona. España. 148 p.
- McGarigal, K. y S. Cushman. 2002. Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects. *Ecological Applications*. 12: 335-345.
- McGarigal, K. y S. Cushman. 2002. Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects. *Ecological Applications*. 12: 335-345.
- Medellín, R., Azuara, D., Maffei, L., Zarza, H., Bárcenas, H., Cruz, E., Legaria, R., Lira, I., Ramos-Fernández, G., y Ávila, S. 2006. Censos y Monitoreo. En C. Chávez y G. Ceballos (Eds.), *El Jaguar Mexicano en el Siglo XXI: Situación Actual y Manejo* (p. 25-35). México: CONABIO-ALIANZA WWF TELCEL-Universidad Nacional Autónoma de México.
- Mendoza E. y Dirzo R. 2007. Seed-size variation determines interspecific differential predation by mammals in a neotropical rain forest. *Oikos*. 116: 1841–1852.
- Mesa-Zavala, E., Álvarez-Cárdenas, S., Galina-Tessaro, P., Troyo-Diéguez, E., y Guerrero-Cárdenas, I. 2012. Vertebrados terrestres registrados mediante fototrampeo en arroyos estacionales y cañadas con agua superficial en un hábitat semiárido de Baja California Sur, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 83(1), 235-245.
- Michalski, F. y C. A. Peres. 2005. Anthropogenic determinants of primate and carnivore local extinctions in a fragmented forest landscape of southern Amazonia. *Biological Conservation*. 124: 383–396.
- Michalski, F., y Peres, C. A. 2007. Disturbance-Mediated mammal abundance-area relationships in Amazonian forest fragments. *Conservation Biology*, 21, 1626-1640.
- Monroy-Vilchis, O., Zarco-González, M. M., Rodríguez-Soto, C., Soria-Díaz, L., y Urios V. 2011. Fototrampeo de mamíferos, en la Sierra Nanchititla, México: abundancia relativa y patrón de actividad. *Revista de Biología Tropical*, 59 (1), 373-383.
- Moreno, C. 2001. Métodos para medir la biodiversidad, vol. 1.M y T-Manuales y Tesis SEA, Zaragoza.

- Moreno, C. E., y Halffter, G. 2000. Assessing the completeness of bat biodiversity inventories using species accumulation curves. *Journal Applied Ecology*, 37, 149-158.
- Morrison, M. L., B. G. Marcot y R. W. Mannan. 2006. *Wildlife-habitat relationships: concepts and applications*. University of Wisconsin Press, Madison, Wisconsin, USA.
- Muchaal, P. K. and G. Ngandjui. 1999. Impact of village hunting on wildlife populations in the Western Dja Reserve, Cameroon. *Conservation Biology*. 13: 385-396.
- Muller-Landau, H.C. (2007). Predicting the long-term effects of hunting on plant species composition and diversity in tropical forests. *Biotropica*, 39, 372-384.
- Munari, D., Keller C., y Venticinque, E. 2011. An evaluation of field techniques for monitoring terrestrial mammal populations in Amazonia. *Mammal Biology*, 76, 401-408
- Nakashima, Y., Inoue, E., Inoue-Murayama, M., y. Sukor, J. R. A. 2010. Functional uniqueness of a small carnivore as seed dispersal agents: A case study of the common palm civets in the Tabin Wildlife Reserve, Sabah, Malaysia. *Oecologia*, 164, 721-730.
- Naranjo, E., y Cuarón, A. 2010. Uso de la fauna silvestre. En G. Ceballos, L. Martínez, A. García, E. Espinoza, J. Bezaury, y R. Dirzo (Eds.), *Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del Pacífico de México* (p. 271-283). México: Fondo de Cultura Económica, CONABIO.
- Naranjo, J. E., M. M. Guerra, R. E. Bodmer y J. E. Bolaños. 2004. Subsistence hunting by three ethnic groups of the Lacandona forest, México. *Journal of Ethnobiology*. 24:233-253.
- Navarro, S. A., García-Trejo, E. A., Peterson, A. T., y Rodríguez-Contreras, V. 2004. Aves. En A. J. García Mendoza, M. J. Ordóñez y M. A. Briones-Salas (Eds.), *Biodiversidad de Oaxaca* (p. 391-421). México: Instituto de Biología, UNAM-Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza-World Wildlife Found.
- Noss, R.F. 1987. Corridors in real landscapes: a reply to Simberloff and Cox. *Conservation Biology*. 1:159-164.

- Novaro, J. A., H. K. Redford y R. E. Bodmer. 2000. Effect of hunting in Source–Sink systems in the neotropics. *Conservation Biology*. 14:713-721.
- O'Brien, T. G., Kinnaird, M. F., y Wibisono, H. T. 2003. Crouching tigers, hidden prey: Sumatran tiger and prey populations in a tropical forest landscape. *Animal Conservation*, 6, 131-139.
- Odell, E. A., y Knight, R. L. 2001. Songbird and medium-sized mammal communities associated with exurban development in Pitkin County, Colorado. *Conservation Biology*, 5(4), 143-1150.
- Ojasti, J. 2000. Manejo de fauna silvestre neotropical. 290 p. In: DALLMEIER, F. (ed.) SI/MAB Series. Smithsonian Institution/MAB Biodiversity Program, Washington D.C.
- Olguin-Monroy, H., León, L., Samper-Palacios, U. M., y Sánchez-Cordero, V. 2008. Mastofauna de la región de los Chimalapas, Oaxaca, México. En C. Lorenzo, E. Espinoza y J. Ortega (Eds.), *Avances en el estudio de los mamíferos II. Publicaciones Especiales Vol. II* (p. 165-216). México: Asociación Mexicana de Mastozoología, A.C.
- Olson, D., Dinerstein, E., Abell, R., Allnett, T., Carpenter, C., McClenachan, L., D'Amico, J., Hurley, P., Kassem, K., Strand, H., Taye, M., y Thieme, M. 2000. *The Global 200: A representation approach to conserving the earth's distinctive ecoregions*. World Wildlife Funds.
- Orr, M., y Smith, T. B. 1998. Ecology and speciation. *Tree*, 13(12), 502-506.
- Ortega, D., Sánchez, G., Solano, C., Huerta, M. A., Meza, V., Romero, J., Cruz, L., Palacios, T., Montes, E., y Galindo-Leal, C. 2010. *Áreas de Conservación Certificadas en el Estado de Oaxaca*. México:WWF-CONANP Oaxaca, México.
- Ortíz-Martínez, T., y Rico-Gray, V. 2007. Spider monkeys (*Ateles geoffroyi vellerosus*) in a tropical deciduous forest in Tehuantepec, Oaxaca, México. *The Southwestern Naturalist*, 52, 393-399.
- Ortíz-Pérez, M., Hernández, J. R., y Figueroa, J. M. 2004. Reconocimiento fisiográfico y geomorfológico. En A. J. García Mendoza, M. J. Ordóñez y M. A. Briones-Salas (Eds.), *Biodiversidad de Oaxaca* (p. 43-54). México: Instituto de Biología, UNAM-Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza-World Wildlife Found.

- Peres, C. A. y E. Palacios. 2007. Basin-wide effects of game harvest on vertebrate population densities in Amazonian forests: Implications for animal-mediated seed dispersal. *Biotropica* 39: 304–315.
- Peres, C. A. y H. S. Nascimento. 2006. Impact of game hunting by the Kayapo of southeastern Amazonia: implications for wildlife conservation in tropical forest indigenous reserves. *Biodiversity and Conservation*. 15: 2627–2653.
- Pérez-García, E. A., Meave, J., y Gallardo, C. 2001. Vegetación y flora de la región de Nizanda, Istmo de Tehuantepec, Oaxaca. *Acta Botánica Mexicana*, 56, 19-88.
- Pérez-García, E., Meave, J., y Salas, S. 2010. Nizanda, Oaxaca. En G. Ceballos, L. Martínez, A. García, E. Espinoza, J. Bezaury, y R. Dirzo (Eds.), *Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del Pacífico de México* (p. 538-542). México: Fondo de Cultura Económica, CONABIO.
- Pérez-Irineo, G., y Santos-Moreno, A. 2012. Diversidad de mamíferos de talla grande y media de una selva subcaducifolia del noreste de Oaxaca, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 83, 164-169.
- Peterson, A. T., Soberón, J., y Sánchez-Cordero, V. 1999. Conservatism of ecological niches in evolutionary time. *Science*, 285, 1265-1267.
- Pina, G. P. L., Gómez, R. A. C., y González, C. A. L. 2004. Distribution, habitat association and activity patterns of medium and large sized mammals of Sonora, Mexico. *Natural Areas Journal*, 24, 354-357.
- Pinto, S. R. R., G. Mendes, A. M. M. Santos, M. Dantas y M. Tabarelli. 2010. Landscape attributes drive complex spatial microclimate configuration of Brazilian Atlantic forest fragments. *Tropical Conservation Science*. 3: 399-402.
- Primack R. y J. Ros. 2002. *Introducción a la biología de la conservación*. Editorial Ariel SA (Ed). Barcelona.
- Primack, R. 1995. *A primer of conservation biology*. Sinauer-Sunderland. U.S.A. 277 p.
- Quijano-Hernández, E. y S. Calmé. 2002. Patrones de cacería y conservación de la fauna silvestre en una comunidad maya de Quintana Roo, México. *Etnobiología*. 2:1-18.

- Ramamoorthy, T. P., Bye, R., Lot, A., y Fa, J. 1998. Diversidad biológica de México: Orígenes y distribución. México: Instituto de Biología-Universidad Nacional Autónoma de México.
- Ramírez, B. P. 2004. La cacería de subsistencia en una comunidad de la zona maya, Quintana Roo, México. Tesis de Maestría. El Colegio de la Frontera Sur. México.
- Ramírez-Pullido, J., N. González-Ruíz, A. L. Gardner y J. Arroyo-Cabrales. 2014. List of Recent Land Mammals of Mexico, 2014. Special Publications Museum of Texas Tech University 63:1-69.
- Reid, A. F. 1997. A Field guide to the mammals of Central and Southeast Mexico. New York: Oxford University Press.
- Roberge J y Angelstam P. 2004. Usefulness of the umbrella species concept as a conservation tool. *Conservation Biology* 18(1): 76-85.
- Robinson, J. G. y K. H. Redford, eds. 1991. Neotropical wildlife use and conservation. University of Chicago Press, Chicago.
- Robinson, J. G., y Bennett, E. L. 2000. Hunting for Sustainability in Tropical Forests. New York: Columbia University Press.
- Rocha, E. C. y Dalponte, J., 2006. Composição e caracterização da fauna de mamíferos de médio e grande porte em uma pequena reserva de Cerrado em Mato Grosso. Brasil. *Revista árvore*, 30(4): 669–678.
- Rodrigues, A. S., S. J. Andelman, M. I. Bakarr, L. Boitani, T. M. Brooks y R. M. Cowling. 2004. Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature*. 428:640–643.
- Romero-Balderas, K. G., E. J. Naranjo, H. Morales y R.B. Nigh. 2006. Daños ocasionados por vertebrados silvestres al cultivo de maíz en la Selva Lacandona, Chiapas, México. *Interciencia*. 31:276-283.
- Ruíz-Olmo, J. y J. M. López-Martín. 2001. Relaciones y estrategias ecológicas de los pequeños y medianos carnívoros forestales. En: J. Camprodon y E. Plana (eds.). *Conservación de la biodiversidad y gestión forestal: su aplicación en la fauna vertebrada*, Edicions de la Universitat de Barcelona. pp. 397-414.

- Rumiz, D., Fuentes, A., Rivero, K., Santibáñez, J., Cuellar, E., Miserendino, R., Fernández, I., Maffei, L., y Taber, A. 2002. La biodiversidad de la Estancia San Miguelito, Santa Cruz-Bolivia: Una justificación para establecer reservas privadas de conservación. Instituto de Ecología, La Paz, Bolivia. Documentos Ecología en Bolivia, Serie Biodiversidad, 1, 1-67.
- Ryan, T. J., Philippi, T., Leiden, Y. A., Dorcas, M. E., Wigley, T. B., y Gobbons, J. W. 2002. Monitoring herpetofauna in a managed forest landscape: effects of habitat types and census techniques. *Forest Ecology and Management*, 167, 83-90.
- Rzedowski, J. 1978. *Vegetación de México*. México: Limusa. México. 432 p.
- San-José, M., V. Arroyo-Rodríguez y V. Sánchez-Cordero. Association between small rodents and forest patch and landscape structure in a fragmented rainforest. *Tropical Conservation Science*. 7: 403-422
- Santos, B.A. 2011. Efecto de la fragmentación de la selva y de la formación de bosques secundarios sobre la interacción planta-patógeno en especies de *Heliconia* (Heliconiaceae) en la Selva Lacandona. Tesis de Doctorado. Centro de Investigaciones en Ecosistemas. Universidad Nacional Autónoma de México. Morelia.
- Santos, T. y J. L. Tellería. 2006. Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de especies. *Ecosistemas*. 2: 3-12.
- Santos-Moreno, A., y Ruíz-Velásquez, E. 2011. Diversidad de mamíferos de la región de Nizanda, Juchitán, Oaxaca, México. *Therya*, 2(2), 155-168.
- Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales (SEMARNAT). 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-2010. Protección ambiental, especies de flora y fauna silvestres de México, categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio, y lista de especies en riesgo. *Diario Oficial de la Federación*, Jueves 30 de diciembre de 2010, 1, 1-77.
- Shek, C. T., Chan, C. S. M., y Wan, Y. F. 2007. Camera trap survey of Hong Kong terrestrial mammals in 2002-06. *Biodiversity*, 15, 1-11.
- Simonetti, J. A., y Huareco, I. 1999. Uso de huellas para determinar diversidad de mamíferos en la Reserva de la Biósfera Estación Biológica Beni, Bolivia. *Mastozoología Neotropical*, 6, 139-144.

- Smith, A. C., N. Koper, C. M. Francis y L. Fahrig. 2009. Confronting collinearity: comparing methods for disentangling the effects of habitat loss and fragmentation. *Landscape Ecology*. 24(10): 1271-1285.
- Souza, O. F. F. y V. K. Brown. 1994. Effects of habitat fragmentation on Amazonian termite communities. *Journal of Tropical Ecology*. 10: 197–206.
- Stoner, K.E., Vulinec, K., Wright, S.J. y Peres, C.A. (2007). Hunting and plant community dynamics in tropical forests: a synthesis and future directions. *Biotropica*, 39, 385-392.
- Stouffer, P.C. y R. O. Bierregaard. 1995. Effects of forest fragmentation on understory hummingbirds in Amazonian Brazil. *Conservation Biology*. 9: 1085-1094.
- Stratford, J. A. y P. C. Stouffer. 1999. Local extinctions of terrestrial insectivorous birds in a fragmented landscape near Manaus, Brazil. *Conservation Biology*. 13: 1416-1423.
- Swan, M., Di Stefano, J., Chistie, F., Steel, E., y York, A. 2014. Detecting mammals in heterogeneous landscapes: implications for biodiversity monitoring and management. *Biodiversity and Conservation*, 23, 343-355.
- Thornton, D. H., L. C. Branch y M. E. Sunquist. 2011. Passive sampling effects and landscape location alter associations between species traits and response to fragmentation. *Ecological Applications*. 21: 817-829.
- Tlapaya, L. y S. Gallina. 2010. Cacería de mamíferos medianos en cafetales del centro de Veracruz, México. *Acta Zoológica mexicana (n.s.)*. 26(2):259-277.
- Tobler, M. W., Carrillo-Percegué, S. E., y Powell, G. 2009. Habitat use, activity patterns and use of mineral licks by five species of ungulate in South-Eastern Peru. *Journal of Tropical Ecology*, 25, 261-270.
- Van Schaik, C. P., y Griffiths, M. 1996. Activity periods of Indonesian rain forest mammals. *Biotropica*, 28, 105-112.
- Vargas, E. 2001. Valoración de los vertebrados terrestres por Huaves y Zapotecas del Istmo de Tehuantepec, Oaxaca, México . Tesis de Maestría. El Colegio de la Frontera Sur. México.
- Varma, S., Pittet, A., y Jamadagni, H. S. 2006. Experimenting usage of camera-traps for population dynamics study of the Asian elephant *Elephas maximus* in southern India. *Current Science*, 91(3), 324-331.

- Villard, M. A. y J. P. Metzger. 2014. Beyond the fragmentation debate: a conceptual model to predict when habitat configuration really matters. *Journal of Applied Ecology*. 51: 309-318.
- Weckel, M., W. Giuliano y S. Silver. 2006. Jaguar (*Panthera onca*) feeding ecology: distribution of predator and prey through time and space. *Journal of Zoology*. 270: 25- 30.
- Whittaker, R. H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21(2/3), 213-251.
- Wilson, G. J., y Delahay, R. J. 2001. A review of methods to estimate the abundance of terrestrial carnivores using field signs and observation. *Wildlife Research*, 28, 151-164.
- Wright, S. J. 2003. The myriad effects of hunting for vertebrates and plants in tropical forests. *Perspec. Plant Ecol. Evol. Syst.* 6: 73–86.
- Wright, S.J., Zeballos, H., Dominguez, I., Gallardo, M.M., Moreno, M.C. y Ibanez, R. (2000). Poachers alter mammal abundance, seed dispersal, and seed ~ predation in a neotropical forest. *Conserv. Biol.*, 14, 227–239.
- Yasuda, M. 2004. Monitoring diversity and abundance of mammals with camera traps: a case study on Mount Tsukuba, central Japan. *Mammal Study*, 29, 37-46.
- Zar, J. H. 1999. *Biostatistical Analysis*. Fourth Edition. Upper Saddle River, New Jersey: Prentice Hall. 718 p.
- Zarza, H. 2001. Estructura de la comunidad de pequeños mamíferos en diversos hábitats en La Selva Lacandona, Chiapas, México. Tesis de Licenciatura, Universidad Nacional Autónoma de México, México, D. F.
- Zielinski, W. J., T. E. Kucera y J. C. Halfpenny. 1995. Definition and distribution of simple units. En: *American Marten, Fisher, Lynx and Wolverine: Survey methods for their detection*. USDA Forest
- Zielinski, W. J., y Kucera T. E. 1995. Survey methods for the detection of wolverines, Lynx, fishers and martens. *USDA Forest Service General Technical Report PSW-157*.